Gouvernement du Canada
Projet de recherche sur les politiques

Government of Canada
Policy Research Initiative

Les échanges de crédits de qualité de l'eau peuvent-ils contribuer à lutter contre les sources de pollution agricole au Canada?

Rapport de projet

Projet du PRP
Développement durable

Partenaires

Agriculture et Agroalimentaire Canada

Environnement Canada

Réseau canadien de l'eau

Canada

Les échanges de crédits de qualité de l'eau peuvent-ils contribuer à lutter contre les sources de pollution agricole au Canada?

Rapport de projet

Projet du PRP
Développement durable

106-04723/

À PROPOS DU PRÉSENT RAPPORT

Le PRP contribue à la planification à moyen terme des politiques du gouvernement du Canada en dirigeant des projets de recherche multidisciplinaires et en canalisant le savoir et l'expertise du gouvernement fédéral, des universités et des organismes de recherche. Cependant, les conclusions et les propositions contenues dans les rapports du PRP ne reflètent pas toujours les opinions du gouvernement du Canada ou des ministères et organismes participants.

PH4–34/2006F-PDF
ISBN 0-662-71788-0

1. Introduction

> [Traduction] « On continue à en savoir trop peu sur les politiques qui donneront les résultats voulus et sur les circonstances et les raisons qui y contribueront. Une grande partie de ce que nous savons sur les moyens d'action qui fonctionnent et les circonstances dans lesquelles ils fonctionnent est provisoire, conditionnelle et incertaine. Nous ne savons habituellement qu'un instrument donné est efficace qu'au moment où il fait l'objet d'un essai sur le terrain, et même alors, le résultat dépend souvent du contexte (Gunningham et Sinclair, 2004b, p. 194).

Nous examinons dans ce document dans quelle mesure l'échange de crédits de qualité de l'eau (ECQE) pourrait devenir partie intégrante de la boîte à outils des décideurs canadiens. Pour ce faire, nous allons d'abord analyser les enseignements tirés des programmes d'échange en général ainsi que des expériences faites plus particulièrement en matière d'ECQE, afin de vérifier si ce moyen d'action apporte réellement les résultats attendus et, si ce n'est pas le cas, ce qu'il faudrait faire pour y parvenir. Nous chercherons également à savoir si l'ECQE est compatible avec les systèmes actuels de réglementation canadiens et les cadres de politique connexes.

Le présent document a un autre objectif important, qui est de jeter quelques lumières limitées mais utiles sur les questions complexes du choix des instruments et de leur combinaison les uns avec les autres. En étudiant de près comment et dans quel contexte un instrument donné, tel que l'ECQE, a été mis en œuvre, il est possible de mieux comprendre comment il s'intègre au sein de la diversité d'instruments utilisés pour lutter contre des problèmes de pollution analogues.

Mais comme l'ont suggéré Claassen *et al.* (2001, p. v), la réussite de la mise en œuvre d'un instrument dépend en grande partie de la capacité que l'on a de le concevoir correctement, compte tenu des causes d'échec possibles, et des conditions de sa mise en œuvre. C'est pourquoi, bien que l'ECQE pourrait être réalisé dans certains contextes, compatible avec la réglementation existante, et accepté par les intervenants, il faut prêter une grande attention à sa conception.

Une grande partie de la pollution de l'eau due à l'agriculture, connue également sous le nom de pollution de source non ponctuelle ou diffuse, se caractérise par une difficulté intrinsèque à montrer un lien clair entre les activités agricoles et leurs effets sur l'environnement. Cette situation se trouve encore aggravée du fait que les mêmes pratiques de production peuvent avoir des effets différents selon le bassin hydrographique dans lequel elles se produisent, l'endroit au sein de ce bassin ou la période de l'année. Nous savons, toutefois, que, dans certains bassins hydrographiques canadiens, l'effet cumulatif de l'intensification croissante des activités agricoles a entraîné de graves problèmes de qualité de l'eau, par exemple à cause des concentrations excessives de nutriments (Chambers *et al.*, 2001; Coote et Gregorich, 2000; McRae *et al.*, 2000). À cet égard, le Canada n'est certainement pas seul (OCDE, 2004).

Définition de l'échange de crédits de qualité de l'eau

L'échange de crédits de qualité de l'eau est une adaptation du concept de permis de pollution transférables, conçue pour s'attaquer aux problèmes de qualité de l'eau. Comme tous les programmes de permis transférables, l'ECQE permet théoriquement aux entreprises d'atteindre les objectifs environnementaux à moindre coût et avec plus de souplesse que d'autres types de règlements. Il s'appuie sur le fait que les sources de pollution, généralement situées dans le même bassin ou sous-bassin hydrographique, font souvent face à des coûts différents pour lutter contre un polluant donné. Celles qui peuvent le faire à moindre coût sont en mesure de réduire leurs rejets polluants plus rapidement et de céder à d'autres ce que l'on appelle souvent des crédits de pollution ou des crédits de réduction de la pollution. Comme nous le montrons dans le présent rapport, l'efficacité et l'efficience d'un programme d'ECQE dépend largement des conditions biologiques et sociales locales, ainsi que de l'attention que l'on porte à sa conception.

Il importe de bien comprendre que l'ECQE, comme d'autres règlements axés sur les mécanismes de marché, n'est pas une alternative à la réglementation, mais une forme particulière de règlement. L'ECQE complète habituellement d'autres interventions gouvernementales, dont quelques-unes relèvent de la réglementation tandis que d'autres sont de type volontaire, par exemple, telles que la formation.

Les gouvernements canadiens se sont surtout tournés vers l'éducation et la formation et, de façon plus générale, vers les moyens d'action volontaires pour s'attaquer aux épineuses questions de la pollution engendrée par les activités agricoles (Montpetit, 2003; Sauvé *et al.*, 2005, p. 28). Au Canada, bien que l'on ait adopté certains règlements au niveau provincial, on fait appel de façon relativement limitée à la réglementation en comparaison de la plupart des pays européens. Sous cet angle, le Canada peut être comparé à l'Australie et, dans une moindre mesure, aux États-Unis, pays relativement peu enclins à réglementer (Gunningham et Sinclair, 2004a; Claassen *et al.*, 2001; BDA Group, 2005, p. 34). Les Pays-Bas mis à part, où la réglementation joue un rôle plus important, ce sont les seuls pays où l'on pratique des échanges pour s'attaquer à la pollution de l'eau dans certains bassins hydrographiques, y compris la pollution issue des activités agricoles.

En théorie, en tant qu'instrument reposant sur les mécanismes du marché, l'ECQE promet, dans certaines conditions, des résultats environnementaux à moindre coût que des formes de réglementation plus directes. Premièrement, les entreprises doivent être incitées par la réglementation à atteindre un objectif de lutte contre la pollution (cet objectif peut être défini pour une entreprise donnée ou collectivement pour plusieurs). Deuxièmement, si la réduction de la pollution se fait à un coût différent d'une entreprise à l'autre, celles pour lesquelles elle est la moins chère seront incitées à investir plus rapidement dans de nouvelles technologies de réduction si elles peuvent échanger leur excédent de « droits » à polluer – définis soit par un permis, soit au moyen de crédits de réduction de la pollution – avec des entreprises incapables d'atteindre leur objectif en matière de pollution au même niveau de coûts. Enfin, l'organisme de réglementation autorise les entreprises à acquérir des permis ou des crédits de réduction de la pollution pour atteindre ces objectifs. Les échanges de crédits de pollution peuvent ainsi abaisser le coût global qu'entraîne, pour les entreprises, leur mise en conformité avec un objectif environnemental donné. En plus, dans un système reposant sur les mécanismes du marché, les entreprises bénéficient d'une plus grande souplesse pour réaliser leur objectif environnemental puisqu'on ne les oblige pas à adopter une approche en particulier. Bien que ces trois conditions soient nécessaires, elles ne sont sûrement pas suffisantes pour assurer le succès des programmes d'échange.

Si certaines expériences en matière d'échange de crédits de pollution ont eu un énorme succès (p. ex. celle du SO_2 aux États-Unis), (voir Tietenberg et Johnstone, 2004; Harrington *et al.*, 2004), d'autres, en revanche, y compris la grande majorité des programmes d'ECQE, n'ont pas si bien réussi, tout au moins si l'on en juge par le nombre d'échanges réalisés (Hahn et Hester, 1989; Woodward *et al.*, 2002; King et Kuch, 2003; King, 2005a).

L'échange de crédits de qualité de l'eau vise à réduire la pollution de l'eau due à l'agriculture en rendant cette réduction moins onéreuse pour les agriculteurs et les municipalités. Il se pratique depuis plus de vingt ans aux États-Unis (Breetz *et al.*, 2004; Morgan et Wolverton, 2005). Cet instrument a aussi été utilisé plus récemment en Australie et en Ontario (Birt et Wilman, 2004; Collins, 2005a; O'Grady et Wilson, 1999; O'Grady, 2005b; Office de protection de la nature de l'Ontario, 2003). Aux Pays-Bas, un système d'échange a été mis en œuvre en 1994 pour les quotas de fumier (Hubeek, 2005), adoptés en 1987 pour s'assurer que les agriculteurs aient assez de terres pour gérer les déchets animaux produits par l'élevage, ceci en vue de contrôler l'épandage de nutriments sur les sols et, de ce fait, leur infiltration dans les plans d'eau. Le système d'échange a été adopté dans le cadre d'une stratégie visant à réduire la production de fumier (Hubeek, 2005).

Les expériences américaines en matière d'ECQE, dont certaines datent de vingt ans, et n'ayant pas toujours été réussies, ouvrent quelques perspectives sur l'élaboration de tels programmes. Celle des Pays-Bas donne également quelques bons aperçus sur la manière de relier ensemble différents instruments. Ces enseignements, ajoutés aux expériences plus récentes du Canada et de l'Australie, permettent de mieux comprendre les problèmes et les possibilités auxquels font face les décideurs canadiens des provinces et du gouvernement fédéral qui s'intéressent à l'élaboration de programmes d'ECQE.

L'un des points importants sur lesquels le présent rapport a permis de conclure, c'est qu'au Canada, les cadres juridiques et les cadres d'action connexes se prêteraient facilement à l'élaboration de programmes d'ECQE. Mais, bien que cet instrument puisse être mis en œuvre dans n'importe quel bassin hydrographique où l'on dispose d'un nombre suffisant d'informations scientifiques sur un polluant inquiétant ainsi que d'un bon système de surveillance et de contrôle de l'exécution, ce n'est qu'au niveau de chaque bassin que l'on peut vérifier son bien-fondé.

Certains estiment qu'un tel système a besoin de s'appuyer sur une réglementation claire amenant tous les secteurs concernés, y compris l'agriculture, à essayer de réduire le niveau d'un polluant en particulier (King et Kuch, 2003; King, 2005a). Mais l'ECQE n'a vraiment des chances de devenir un instrument utile au Canada, avec ou sans réglementation stricte, qu'à partir du moment où les intervenants et d'autres parties intéressées auront décidé d'investir du temps et de l'énergie pour qu'il fonctionne et auront collectivement convenu qu'il pourrait présenter des avantages.

Un point important à prendre en considération quand on évalue le bien-fondé de l'ECQE dans un contexte canadien, c'est de se demander comment il s'adapterait aux moyens d'action et aux institutions mis en place pour maîtriser les effets environnementaux des activités agricoles et aussi, de façon plus générale, à ceux visant à soutenir le secteur agricole. Nous n'avons pas examiné cet aspect en détail, mais nous suggérons ici quelques lignes directrices pour le faire.

Le gouvernement du Canada pourrait appuyer l'élaboration de programmes d'ECQE au niveau du bassin hydrographique en grande partie grâce à des moyens indirects tels que les suivants :

- offrir les compétences scientifiques nécessaires;
- voir dans quelle mesure l'actuelle panoplie de politiques en vigueur dans ce domaine atteint ses buts;
- essayer de rendre plus cohérents les moyens d'action utilisés pour soutenir l'agriculture et obtenir de meilleurs résultats environnementaux, afin d'éviter les efforts stériles;
- publier un guide de l'ECQE adapté aux contextes canadiens;
- apporter un soutien à des projets pilotes et réunir des informations sur leur efficacité en partenariat avec les autorités provinciales et les intervenants locaux;
- appuyer les expérimentations sociales et économiques en laboratoire (PRP, 2005) visant à tester différents systèmes d'échange dans des applications canadiennes, comme on le fait en Australie;
- faire participer de façon constructive et coordonnée tous les ministères fédéraux ayant des responsabilités ou des obligations légales (ou les deux) dans certains bassins hydrographiques où l'on propose de mener des programmes d'ECQE. Cela pourrait exiger le genre de coordination que seule rendrait possible la mise en place d'une politique appropriée à l'échelle gouvernementale, clarifiant le rôle à jouer par le gouvernement du Canada dans la gestion des bassins hydrographiques.

Une autre option, plus directe, à la disposition du gouvernement du Canada serait d'adopter une réglementation plus stricte que celle déjà en place dans la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement* pour lutter contre la contamination par les nutriments ou d'autres sources de pollution dues à l'agriculture. Nous n'avons pas examiné cette option, plus controversée, étant donné le rôle prédominant que les provinces canadiennes jouent dans la réglementation de l'agriculture.

Au chapitre 2, nous décrirons le contexte des politiques agro-environnementales, afin de mettre en lumière les principaux problèmes environnementaux associés à l'agriculture, et ferons part des connaissances que nous possédons à ce sujet dans le contexte canadien. Au chapitre 3, nous examinerons les solutions mises au point dans les pays de l'OCDE pour aborder ces problèmes, tout en comparant leur approche à celle adoptée par le Canada pour lutter contre la pollution de l'eau due à l'agriculture.

Au chapitre 4, nous ferons un bref exposé sur les systèmes d'échange, afin de faire ressortir les particularités de l'ECQE, et nous relaterons quelques-uns des enseignements généraux qui en ont été tirés jusqu'ici. Dans les chapitres 5 et 6, nous examinerons ensuite la manière dont ces enseignements se sont traduits dans la pratique en examinant respectivement les conditions biogéochimiques et les règlements susceptibles de promouvoir ou d'entraver l'ECQE au Canada. Au chapitre 7, nous présenterons les éléments clés de la conception de quelques programmes d'ECQE et, au chapitre 8, nous discuterons du problème de la participation des intervenants. Avant de conclure quant à la faisabilité de l'ECQE au Canada, nous ferons le point, dans le chapitre 9, sur le choix des instruments et les diverses façons de les associer les uns aux autres.

2. Effets de l'agriculture sur les bassins hydrographiques

On a fait des progrès notables, aussi bien au Canada que dans plusieurs pays de l'OCDE, dans la réduction de la pollution de l'eau due aux grandes installations industrielles (Faeth, 2000; Gunningham et Sinclair, 2004a; Swain, 2005), d'autant plus que [traduction] « c'est à un nombre astronomique de petites entreprises, principalement agricoles, souvent situées à la périphérie des agglomérations urbaines, que l'on doit la plus grande partie de la pollution qui se propage dans de nombreux bassins hydrographiques » (Gunningham et Sinclair, 2004a, p. 93). Dans certains pays de l'OCDE, on estime que :

> [traduction] « les engrais utilisés dans l'agriculture et les effluents animaux de l'élevage représentent jusqu'à 40 p. 100 des émissions d'azote et 30 p. 100 de celles de phosphore dans les eaux de surface... et contribuent ainsi de façon significative aux problèmes d'eutrophisation... Les écoulements de pesticides des terres agricoles altèrent également la qualité de l'eau potable et nuisent à la faune aquatique » (OCDE, 2004).

Au Canada, bien qu'il y ait quelques bonnes évaluations, relativement récentes, de l'état de la pollution associée à l'agriculture et aux nutriments, il n'y a pas assez de données en général pour évaluer et comparer l'importance relative des charges polluantes des différents secteurs (voir en particulier Coote et Gregorich, 2000; Chambers *et al.*, 2001, 2002; Environnement Canada, 2001; McRae *et al.*, 2000). Ces études révèlent non seulement les limites de nos connaissances sur la contamination de l'eau dans les bassins hydrographiques canadiens, mais, ce qui est encore plus important, elles mettent en lumière le fait que notre savoir est inégal : certains bassins sont étudiés depuis des décennies alors que d'autres sont presque « terra incognita ».

Définition des substances nutritives ou nutriments

Les nutriments sont des substances chimiques nourrissantes de nature à faire croître les microorganismes et la végétation. Ils comprennent l'azote, le phosphore, le carbone, l'hydrogène, l'oxygène, le potassium, le soufre, le magnésium et le calcium, ainsi que d'autres éléments exigés en plus petites quantités : le fer, le zinc, le cuivre, le manganèse, le bore, le molybdène et le chlorure.

Dans les écosystèmes aquatiques, l'azote, le phosphore et parfois le fer sont fréquemment des substances nutritives assez rares pour limiter l'activité biologique. Par conséquent, ils sont appelés des substances nutritives limitantes. En les ajoutant à l'eau, on provoque également l'apparition de fleurs d'eau.

Un excédent de substances nutritives dans un écosystème peut augmenter la croissance de la végétation et entraîner des changements dans la biodiversité. L'ammoniac, les nitrates et les nitrites sont également toxiques pour les animaux aquatiques et terrestres, y compris les humains, quand ils sont présents dans des quantités dépassant largement les besoins.

La *Loi canadienne sur la protection de l'environnement* (LCPE) de 1999 définit les substances nutritives comme étant « toute substance ou combinaison de substances qui, rejetée dans l'eau, favorise la croissance d'une végétation aquatique ». En vertu de la Loi, le gouverneur en conseil peut, sur recommandation du ministre, prendre tout règlement

> « ayant pour objet d'empêcher ou de réduire la croissance de végétation aquatique due au rejet de substances nutritives dans l'eau qui peuvent perturber le fonctionnement d'un écosystème ou dégrader ou altérer, ou contribuer à dégrader ou à altérer, un écosystème au détriment de l'utilisation de celui-ci par les humains, les animaux ou les plantes » (LCPE 1999, partie 7, section 1, 118(1)).

Source : Chambers *et al.* (2001, p. 1-2).

En effet, comme Chambers *et al.* (2001, p. vii) l'ont laissé entendre : [traduction] « Il n'y a, actuellement, au Canada, pas assez de données pour évaluer les risques que courent les humains et le biote aquatique du fait des substances [polluantes] d'origine agricole. En même temps, Harker *et al.* (2000, p 28) ont souligné que :

> [traduction] « la surveillance de la qualité de l'eau à l'échelle nationale a été en très grande partie interrompue et beaucoup de programmes de surveillance provinciaux ont subi des compressions budgétaires pendant les années 1990. Pour l'évaluation de la qualité de l'eau, on doit s'appuyer sur les résultats de projets limités à une région ou un bassin hydrographique, souvent illustrés d'études de cas et de recherches sur le terrain ».

L'évaluation des effets de l'agriculture sur les eaux de surface et les eaux souterraines est rendue encore plus complexe à cause de plusieurs facteurs, tels que la difficulté de remonter à des sources diffuses de polluants comme les terres agricoles, ainsi que le coût élevé de la surveillance, le grand nombre et la diversité des exploitations agricoles, des types de sol et des pratiques de culture, et le temps qui s'écoule entre le moment où l'on épand une substance sur le sol et celui où ses effets environnementaux se font sentir.

Cela dit, nous savons que l'agriculture s'est intensifiée dans beaucoup de régions ces quarante dernières années, tout comme la pollution d'origine agricole. Entre autres agents responsables d'une baisse de la qualité de l'eau du fait de ces activités, il y a les poussières du sol (sédiments), les nutriments, les pesticides et les bactéries (Coote et Gregorich, 2000). Notons que quelques-uns de ces polluants ne viennent pas seulement des activités agricoles. (Par exemple, des nutriments sont également rejetés par des installations municipales de traitement des eaux usées et quelques industries.)

Pour ce qui est des nutriments, le gouvernement du Canada a déclaré ce qui suit dans un de ses rapports : [il est] « hors de doute que les éléments nutritifs posent des problèmes dans certains écosystèmes et réduisent la qualité de vie de nombreux Canadiens » (Chamber *et al.*, 2001, p. v). En fait, la charge en nutriments et, en particulier, en azote et en phosphore, est considéré comme étant l'effet le plus grave de l'agriculture sur la qualité de l'eau (McRae *et al.*, 2000). Parmi les problèmes associés à un excès de nutriments, il y a l'eutrophisation accélérée des rivières, des lacs et des zones humides avec, pour résultat, la disparition d'habitats, des changements dans la biodiversité et une perte de potentiel récréatif, la mortalité massive de poissons due à la toxicité de l'ammoniac, des risques élevés pour la santé des humains et du bétail à cause de la fréquence accrue de fleurs d'eau toxiques et de leur extension spatiale dans les lacs et les eaux cotières du Canada, et le fardeau économique croissant que représentent pour les Canadiens la surveillance des eaux contaminées et les mesures correctives à prendre.

Les pays de l'OCDE, y compris le Canada, se sont dotés d'un certain nombre de moyens d'action pour lutter contre la pollution due à l'agriculture. Cependant, comme l'ont laissé entendre Claassen *et al.* (2001, p. v) :

> [Traduction] « Les problèmes agro-environnementaux sont de toutes sortes et il n'existe aucun outil qui les réglerait tous. Pour harmoniser la production agricole avec les préférences en matière d'amélioration de la qualité environnementale, il faudra sans doute toute une série de solutions. Mais avec le choix de l'une d'entre elles (ou de beaucoup), on n'en sera qu'au début. Quant à l'efficacité d'un moyen d'action et à la répartition des profits et des coûts – entre les agriculteurs, les consommateurs et les contribuables – elles dépendront autant de la manière dont le moyen d'action aura été conçu que de son choix ».

Ci-après, nous examinerons brièvement les types de politiques mises à l'essai dans les pays de l'OCDE, ce qui nous aidera à situer les approches canadiennes actuelles et à voir, en fin de compte, comment l'ECQE vient s'y intégrer.

3. POLITIQUES AGRO-ENVIRONNEMENTALES

Pendant de nombreuses années, le secteur agricole de beaucoup de pays de l'OCDE n'a été assujetti à aucun règlement établi en vertu de lois générales sur la protection de l'environnement (Montpetit, 2003). Ce statut d'exception de l'agriculture a commencé à évoluer dans les années 1980, tout au moins dans quelques pays de l'Europe continentale, probablement à la suite d'une perception de plus en plus aiguë des effets négatifs des pratiques agricoles intensives sur l'environnement et la santé humaine. Dans ces pays, on a adopté des règlements pour lutter contre la pollution due aux nitrates, l'emploi de pesticides, l'élevage intensif et l'utilisation de déchets animaux sur les terres (Latacz-Lohman et Hodge, 2003).

Les tentatives pour résoudre par la réglementation des problèmes tels que la disparition d'espèces sauvages et la destruction d'habitats ont, toutefois, échoué, [traduction] « ouvrant ainsi la voie à des politiques volontaires fondées sur l'incitation, qui allaient devenir finalement l'instrument dominant de la politique agro-environnementale de toute l'Europe » (Latacz-Lohman et Hodge, 2003, p. 127). Ces politiques prennent un certain nombre de formes, mais elles s'appuient la plupart du temps sur des subventions visant à encourager les agriculteurs à adopter des pratiques plus respectueuses de l'environnement. Les premiers programmes ont été établis pour protéger des environnements fragiles et ils ont été par la suite étendus à toutes les terres agricoles. On trouve une adaptation plus récente du même principe dans l'élaboration de mécanismes d'aide conditionnelle, qui permettent de relier les paiements de soutien aux agriculteurs à des conditions environnementales. Dans ce cas, cependant, l'incitation est négative : sans l'adoption de certaines pratiques, les paiements ne sont pas effectués.

À l'inverse de l'Europe, l'Australie, le Canada et, dans une moindre mesure, les États-Unis ont eu relativement peu recours à la réglementation, privilégiant plutôt l'éducation, la formation et les programmes volontaires, parfois jumelés à des mesures incitatives financières positives, telles que des subventions (BDA Group, 2005; Claassen *et al.*, 2001; Gunningham et Sinclair, 2004a; Montpetit, 2003).

En faisant le point des politiques agro-environnementales, il a été dit dans un récent rapport de l'OCDE (2004, p. 22) que [traduction] « les pays de l'OCDE abordent actuellement les problèmes environnementaux dans l'agriculture avec une profusion de mesures empiétant parfois les unes sur les autres et combinant des éléments de réglementation directe, des instruments économiques, l'éducation, la persuasion et la participation de la collectivité ». Selon le même rapport, les caractéristiques clés des actuelles mesures agro-environnementales sont les suivantes (le tableau 1 présente une gamme de moyens d'action possibles pour lutter contre la pollution de l'eau due à l'agriculture) :

- Fixer des objectifs ou des seuils, en particulier pour l'usage de pesticides, la qualité de l'eau, l'ammoniac et les émissions de gaz à effet de serre;
- Appui à la réglementation visant la mise en vigueur de certaines pratiques agricoles (p. ex. pour l'entreposage du fumier) à l'aide d'amendes et de redevances pour non-conformité. Ces dispositions peuvent aller de l'interdiction formelle à l'établissement de normes en passant par les conditions d'utilisation des ressources naturelles. Dans nombre de cas, ces dispositions ont été étendues ou élaborées au cours des quinze dernières années. Il y a de plus en plus de règlements découlant de mesures nationales, provinciales, régionales ou locales relevant d'une loi-cadre, afin de s'adapter au caractère local de beaucoup de préoccupations environnementales;
- Paiements agro-environnementaux visant à alléger le coût associé au respect de la réglementation, compenser les pertes de revenus qu'entraîne l'adoption de certaines pratiques, et récompenser les agriculteurs pour des services rendus sur le plan de l'environnement. Cette approche est plus courante dans les pays européens et aux États-Unis, où de tels paiements ont augmenté notablement entre 1993 et 2003;

- Un usage très limité des taxes et redevances et recours limités mais croissants à d'autres approches reposant sur les mécanismes du marché, telles que les permis échangeables. Pour ce qui est de ces derniers, leur usage s'est limité aux Pays-Bas, aux États-Unis et à l'Australie. Au Canada, un projet pilote a été adopté dans le bassin hydrographique de la rivière Nation Sud de l'Ontario à la fin des années 1990;

Tableau 1 – Solutions possibles pour lutter contre les sources de pollution diffuse due à l'agriculture

Projets d'éducation et d'information
• Campagnes d'information (associations gouvernementales ou industrielles); • Formation hors site à la gestion de l'environnement; • Formation sur place à la gestion de l'environnement (pouvant être subventionnée); • Information provenant des fournisseurs, à savoir les sociétés chimiques produisant des pesticides et des engrais; • Surveillance des sols, du fumier et de l'eau.
Instruments volontaires
• Codes de pratique de l'industrie; • Normes de gestion de l'environnement; • Accords volontaires.
Instruments économiques
• Taxes ou redevances sur les intrants frappant les engrais ou pesticides à l'azote et au phosphore (elles pourraient être prélevées sur la totalité des intrants ou seulement au-delà de certains quotas); • Quotas de substances nutritives échangeables (ils pourraient être fondés sur les intrants ou sur les concentrations dans le sol) ou échanges de crédits d'émission (entre sources diffuses et ponctuelles ou entre sources diffuses); • Subventions pour procéder à des vérifications externes ou adopter des pratiques exemplaires de gestion; • Indemnités financières pour mettre en jachère certaines terres, notamment pour créer des bandes ou des zones tampons; • Règles concernant la responsabilité pour orienter les décisions sur les indemnités à verser quand des pollueurs font l'objet de poursuites pour dommages.
Instruments de réglementation
• Adoption obligatoire de plans de gestion de l'environnement; • Plafonnement des émissions polluantes; • Contrôle des taux d'utilisation des engrais; • Interdiction des pratiques agricoles faisant courir des risques à l'environnement (p. ex. le fait de supprimer les zones tampons ou d'enlever la végétation le long des voies navigables); • Adoption de méthodes obligatoires d'élimination des déchets agricoles, en particulier du fumier; • Dispositions d'aide conditionnelle (dépendant des subventions accordées par le gouvernement).
Instruments de planification
• Changement de zonage pour exclure l'agriculture; • Contrats ou engagements d'abandon de terres agricoles; • Contrats ou engagements de gestion de terres agricoles.

Source : Tiré de Gunningham et Sinclair (2005, p. 51). Les auteurs ont adapté leur tableau d'après P. Dampney, G. Goodlans et J. Hillman, *Methods and Measures to Minimise the Diffuse Pollution of Water from Agriculture: A Critical Appraisal* (DEFRA, 2000), p. 40-5, et Shortle et Horan (2001).

- Un usage très limité des taxes et redevances et recours limités mais croissants à d'autres approches reposant sur les mécanismes du marché, telles que les permis échangeables. Pour ce qui est de ces derniers, leur usage s'est limité aux Pays-Bas, aux États-Unis et à l'Australie. Au Canada, un projet pilote a été adopté dans le bassin hydrographique de la rivière Nation Sud de l'Ontario à la fin des années 1990;

Tableau 1 – Solutions possibles pour lutter contre les sources de pollution diffuse due à l'agriculture

Projets d'éducation et d'information
• Campagnes d'information (associations gouvernementales ou industrielles); • Formation hors site à la gestion de l'environnement; • Formation sur place à la gestion de l'environnement (pouvant être subventionnée); • Information provenant des fournisseurs, à savoir les sociétés chimiques produisant des pesticides et des engrais; • Surveillance des sols, du fumier et de l'eau.
Instruments volontaires
• Codes de pratique de l'industrie; • Normes de gestion de l'environnement; • Accords volontaires.
Instruments économiques
• Taxes ou redevances sur les intrants frappant les engrais ou pesticides à l'azote et au phosphore (elles pourraient être prélevées sur la totalité des intrants ou seulement au-delà de certains quotas); • Quotas de substances nutritives échangeables (ils pourraient être fondés sur les intrants ou sur les concentrations dans le sol) ou échanges de crédits d'émission (entre sources diffuses et ponctuelles ou entre sources diffuses); • Subventions pour procéder à des vérifications externes ou adopter des pratiques exemplaires de gestion; • Indemnités financières pour mettre en jachère certaines terres, notamment pour créer des bandes ou des zones tampons; • Règles concernant la responsabilité pour orienter les décisions sur les indemnités à verser quand des pollueurs font l'objet de poursuites pour dommages.
Instruments de réglementation
• Adoption obligatoire de plans de gestion de l'environnement; • Plafonnement des émissions polluantes; • Contrôle des taux d'utilisation des engrais; • Interdiction des pratiques agricoles faisant courir des risques à l'environnement (p. ex. le fait de supprimer les zones tampons ou d'enlever la végétation le long des voies navigables); • Adoption de méthodes obligatoires d'élimination des déchets agricoles, en particulier du fumier; • Dispositions d'aide conditionnelle (dépendant des subventions accordées par le gouvernement).
Instruments de planification
• Changement de zonage pour exclure l'agriculture; • Contrats ou engagements d'abandon de terres agricoles; • Contrats ou engagements de gestion de terres agricoles.

Source : Tiré de Gunningham et Sinclair (2005, p. 51). Les auteurs ont adapté leur tableau d'après P. Dampney, G. Goodlass et J. Hillman, *Methods and Measures to Minimise the Diffuse Pollution of Water from Agriculture: A Critical Appraisal* (DEFRA, 2000), p. 40-5, et Shortle et Horan (2001).

- La Nouvelle-Zélande, l'Australie et le Canada ont eu largement recours aux approches volontaires mise en œuvre à l'échelle des collectivités (p. ex. par le soutien d'organisations locales). Ces approches tendent à tirer parti du propre intérêt de l'agriculteur pour la protection de l'environnement, ainsi que de la pression du groupe, et elles recourent aux compétences locales pour résoudre les problèmes environnementaux.

Bien que quelques études laissent entrevoir une certaine amélioration due à l'adoption de ces politiques, [traduction] « les mesures agro-environnementales sont relativement récentes », ce qui rend difficile toute évaluation de leur rendement (OCDE, 2004, p. 24). L'expérience semble montrer que l'efficacité des politiques agro-environnementales a un lien positif avec l'adoption d'objectifs environnementaux clairement spécifiés et [traduction] « de mesures agricoles étroitement alignées sur ces objectifs, ce qui peut nécessiter une adaptation au caractère local de beaucoup de préoccupations environnementales » (OCDE, 2004, p. 27). Une surveillance et une évaluation stricte de la conformité des agriculteurs avec les règlements, ainsi que des cours de formation et des conseils pour s'assurer que chacun maîtrise les meilleurs moyens de mettre ces mesures en œuvre, tendent aussi à accroître leur efficacité (OCDE, 2004). Mais tout ceci revient en général très cher.

Une constatation notable faite par l'OCDE, c'est que les mesures agro-environnementales et les aides aux agriculteurs manquent souvent de cohérence, étant donné qu'elles peuvent aller dans des directions opposées (OCDE, 2004). Les soutiens financiers visant à accroître la production, par exemple, risquent d'annuler quelques-uns des bénéfices tirés des paiements agro-environnementaux destinés à faire modifier les pratiques.

En ce qui concerne les mesures volontaires, qui, comme nous l'avons dit plus haut, prédominent au Canada, en Australie et aux États-Unis, il y a, selon Gunningham et Sinclair (2004a, p. 103), [traduction] « peu d'éléments prouvant que les approches volontaires présentent les bénéfices attendus pour l'environnement, alors qu'il y en a beaucoup qui prouvent le contraire »[1]. Ces auteurs soutiennent plus particulièrement que l'on ne devrait pas considérer l'éducation, la formation et les autres mesures volontaires comme des approches se suffisant à elles-mêmes. Il faudrait y recourir en tant que structures sous-jacentes à d'autres approches plus interventionnistes, étant donné qu'elles apportent [traduction] « les connaissances nécessaires sans lesquelles les propriétaires fonciers et d'autres ont peu de chances de reconnaître qu'ils ont besoin de changer de pratiques » (Gunningham et Sinclair, 2004a, p. 103; voir également BDA Group, 2005, p. 49). Ribaudo et Horan (2004) ont abouti à une conclusion analogue pour les programmes d'éducation, quand on y recourt isolément.

La principale raison de cette absence de succès, selon Gunningham et Sinclair (2004a), réside principalement dans le fait que les programmes volontaires fonctionnent dans la mesure où les intérêts des agriculteurs et ceux de la société coïncident. Mais comme la plupart des changements exigés des agriculteurs entraînent des coûts supérieurs aux bénéfices que chacun en retirera et que ces derniers seront surtout ressentis par une région ou par la société dans son ensemble, d'autres approches ou mesures incitatives sont nécessaires.

À la base de ces choix, il existe des problèmes fondamentaux quant à la définition de l'équité et au niveau de responsabilité que doit assumer le secteur agricole à lui seul pour atténuer les impacts environnementaux liés à ses activités. En d'autres termes, la question se pose de savoir s'il faut aborder ces problèmes en appliquant strictement le principe du pollueur payeur ou, comme l'ont soutenu Gunningham et Sinclair, en adoptant une version du principe élargie à la collectivité, où les coûts, tout comme les bénéfices, sont plus largement partagés. La notion de collectivité peut se référer à la portée géographique des problèmes causés par les activités agricoles et, pour les problèmes de pollution de l'eau, elle peut être associée à un bassin hydrographique donné. Mais elle peut être étendue à toute une région ou province ou au pays tout entier. Bien que le Canada n'ait pas répondu explicitement à cette question, les approches actuelles laissent supposer que la réponse par défaut a été, jusqu'ici, une variante de l'approche communautaire, étant donné qu'un grand nombre de ses politiques agro-environnementales prévoit un genre de subventions financées au moyen de programmes provinciaux et nationaux.

Le défi consiste alors, dans le contexte canadien, à trouver les autres moyens d'action à utiliser pour compléter les approches éducatives et volontaires, étant donné que l'actuelle préférence va à une approche communautaire des problèmes de pollution dus à l'agriculture. Nous en parlerons au chapitre 9.

4. Systèmes d'échange pour lutter contre la pollution, échange de crédits de qualité de l'eau, et réglementation

[Traduction] « L'échange de crédits de qualité de l'eau a été considéré par les entreprises détenant un permis de polluer comme un moyen d'encourager celles qui sont la source d'une pollution diffuse à effectuer des réductions à meilleur prix qu'elles n'auraient pu le faire elles-mêmes, et d'amener les agriculteurs à la table de négociation de façon non menaçante, afin de discuter avec eux de la manière dont ils pourraient aider à atteindre les objectifs du bassin hydrographique. » (Schary et Fisher-Vanden, 2004, p. 15).

Les programmes d'échange ne se valent pas tous. Ce n'est pas parce qu'un programme a été efficace dans l'atteinte d'un objectif environnemental à moindre coût dans un cas en particulier qu'il va nécessairement fonctionner aussi bien ou même fonctionner tout court dans un autre contexte. L'efficacité de tels programmes dépend d'un certain nombre de facteurs. Ci-après, nous allons d'abord exposer les principales caractéristiques des systèmes d'échange et, ensuite, les particularités de l'ECQE. Nous conclurons avec quelques-uns des principaux enseignements tirés des expériences d'échange, dans le but de mettre en lumière ceux touchant plus particulièrement les programmes d'ECQE.

Aperçu général des systèmes d'échange et de leurs relations avec la réglementation

Un système d'échange pour lutter contre la pollution est un instrument reposant sur les mécanismes du marché (IRMM) en ce sens qu'il s'appuie sur ces derniers pour aborder les problèmes de qualité environnementale. Stavins (2001, p. 1) a défini un tel instrument comme étant [traduction] « un règlement encourageant un certain comportement au moyen de signaux du marché plutôt que de directives explicites sur les contrôles de la pollution

Définition des effets externes sur l'environnement

Tous les effets externes, y compris ceux sur l'environnement, apparaissent quand la production d'une entreprise ou la consommation d'un consommateur a un effet direct sur le bien-être d'une autre entreprise ou d'un autre consommateur, « direct » voulant dire que l'effet échappe au système d'appréciation du marché et n'a, par conséquent, pas de prix.

Comme l'ont fait observer Daly et Cobb, le terme d'effet externe laisse entendre à la fois que les phénomènes sont extérieurs au marché et qu'ils sont extérieurs au corps de la théorie s'appuyant sur le marché en tant que concept économique.

Les auteurs poursuivent en ajoutant que toutes les conclusions de la théorie économique sur l'utilité sociale de la concurrence parfaite et du marché libre partent explicitement du principe qu'il n'y a pas d'effets externes. L'importance indéniable des effets externes dans le monde d'aujourd'hui remet, par conséquent, sérieusement en question la pertinence de ces conclusions.

La théorie économique propose d'y remédier en intégrant tous les coûts et bénéfices externes dans le prix payé par ceux qui achètent le bien ou le service dont la production a entraîné un effet externe. Les instruments reposant sur les mécanismes du marché, tels que l'échange de crédits de pollution ou les redevances pour pollution, ont ainsi été proposés, et parfois utilisés, du moins en théorie, dans le but d'intégrer de tels coûts.

Source : Daly et Cobb (1994, p. 53-54).

Typologie des instruments reposant sur les mécanismes du marché

Instruments fondés sur le prix – Instruments tentant d'influer sur les résultats environnementaux en donnant un prix aux effets externes négatifs ou en subventionnant les mesures d'atténuation. Il y a plusieurs variantes :

Redevances écologiques – Redevances dont le taux est lié aux effets externes sur l'environnement (p. ex. les redevances de pollution). On peut aussi exiger des redevances sur les intrants liés à un effet externe (une redevance pour l'immatriculation d'un véhicule à un taux dépendant de sa cylindrée à la place d'une redevance de pollution).

Paiements incitatifs – Subventions versées pour alléger le coût de mesures visant à atténuer un effet externe. Elles sont souvent établies à un taux fixe.

Appels d'offres – Autre façon de faire des paiements incitatifs, en recourant à des appels d'offres ou à des ventes aux enchères. Ceux qui cherchent à obtenir des paiements incitatifs font des offres décrivant les mesures d'atténuation et les modalités de paiement à frais partagés. Le gouvernement choisit parmi les offres en se fondant sur l'intérêt de l'atténuation par rapport aux frais à partager.

Instruments fondés sur la quantité – Normes fixées pour les efforts d'atténuation (p. ex. des normes d'émission) et échanges autorisés entre ceux qui font de tels efforts (des résultats insuffisants sont permis s'ils sont compensés par des résultats dépassant les objectifs ailleurs). Il y a deux grandes variantes, ainsi que les instruments suivants :

Permis échangeables – Droits individuels en matière d'intrants, d'extrants ou de normes de performance (p. ex. des particuliers se voient accorder un niveau autorisé d'émission sous la forme d'un certain nombre de permis d'émission). Ils n'ont alors le droit de dépasser la norme que s'ils achètent des permis supplémentaires à quelqu'un dont les émissions n'atteignent pas le niveau autorisé et qui a, par conséquent, des permis excédentaires.

Compensations environnementales – Mesures prises pour respecter une norme (réduire la pollution ou les effets sur l'environnement) à un endroit éloigné de celui où a eu lieu l'action ayant provoqué un effet externe sur l'environnement. La partie responsable de l'effet externe peut soit prendre elle-même la mesure, soit payer quelqu'un pour le faire à sa place.

Instruments d'élimination des obstacles au marché – Instruments visant à améliorer les résultats environnementaux en rendant le consommateur plus sensible aux attributs environnementaux des produits auxquels il tient ou en éliminant les obstacles au marché. Les systèmes d'étiquetage des produits représentent peut-être la façon la plus répandue de mettre en place des IRMM créateurs de marchés. Ils consistent à donner des informations sur les résultats environnementaux de la production de sorte que ceux qui apprécient l'amélioration des résultats environnementaux qui y sont associés peuvent exprimer leur préférence à travers les marchés.

Source : Hatton MacDonald *et al.* (2004, p. 17).

ou les méthodes appliquées ». Ces mécanismes du marché agissent comme des leviers par lesquels les organismes de réglementation modifient le comportement des pollueurs en leur donnant des récompenses financières ou des pénalités. De plus, on superpose souvent les IRMM à des règlements existants afin d'y ajouter des mesures incitatives et de laisser une plus grande souplesse aux entités réglementées pour atteindre les objectifs environnementaux définis par l'organisme de réglementation.

La théorie économique prédit que la pollution, qui est souvent laissée de côté dans les calculs économiques normaux des entreprises et des particuliers, sera réintégrée dans le système économique au moyen de programmes autorisant les échanges de crédits de pollution. Si des mesures incitatives appropriées sont en place, les entreprises devraient trouver des avantages à modifier leurs pratiques et à réduire leur charge polluante.

Un système d'échange est un IRMM *fondé sur la quantité*, qui suppose [traduction] « que l'on fixe des normes d'atténuation (p. ex. des normes d'émission) et que l'on autorise des échanges de crédits entre ceux qui font des efforts d'atténuation (un excès de pollution est autorisé s'il est compensé par une pollution plus faible ailleurs) » (Hatton MacDonald *et al.*, 2004, p. 17). Ainsi, les entreprises auxquelles il revient moins cher de respecter les normes de réduction de la pollution pourraient être incitées à intervenir plus tôt ou même à s'imposer des normes encore plus strictes - pour obtenir des crédits de pollution (ou vendre des permis de polluer en excédent), tandis que celles qui ont à faire face à des coûts plus élevés pourraient être tentées d'acheter des crédits de réduction de la pollution (ou des permis de polluer) pour abaisser les coûts de la mise en conformité.

En revanche, les redevances écologiques (ou prélèvements ou taxes), qui sont aussi des IRMM, sont *fondées sur les prix* en ce sens qu'elles modifient ou imposent directement le prix d'un effet externe sur l'environnement.

Il y a fondamentalement deux types de systèmes d'échange : le permis échangeable (connu aussi sous le nom de système de plafonnement et d'échange ou de système fermé) et le système de compensation environnementale (aussi appelé système de points de référence et de crédit ou système ouvert). Le premier fixe – au moyen de permis – les droits individuels en matière d'intrants, d'extrants et de normes de performance. Dans le cas de la pollution de l'eau, les particuliers sont autorisés à dépasser les limites de rejet imposées dans leur autorisation s'ils achètent un nombre approprié de permis à un autre particulier (Hatton MacDonald *et al.*, 2004, p. 17). Les compensations sont des mesures visant à respecter une norme à un endroit autre que celui où se produit la pollution. On est autorisé à dépasser les rejets limites autorisés si l'on achète des crédits de réduction de la pollution obtenus ailleurs.

L'une des différences cruciales entre les permis échangeables et les compensations réside dans le fait que les premiers, à savoir le plafonnement ou une limite sur le total des émissions, accordés personnellement aux détenteurs de permis, ont besoin d'être définis. Le plafonnement n'est pas nécessaire dans les systèmes de compensation, mais dans de nombreux cas, le système de réglementation impose une certaine définition du seuil ou du point de référence environnemental, ce qui permet de mesurer les résultats des entreprises participantes. Par exemple, une entreprise peut se voir récompensée par un crédit de pollution si elle réduit celle-ci au-delà de ce qui est exigé pour atteindre le point de référence. Un tel crédit peut ensuite être acheté et utilisé par d'autres entreprises pour compenser d'éventuels surcroîts de leur charge polluante. L'objectif est généralement de conserver ou d'abaisser les niveaux totaux de pollution.

Dans la pratique, les systèmes d'ECQE impliquant des sources de pollution d'origine agricole sont souvent une version modifiée du système de compensation : ils peuvent comprendre un plafond pour la totalité du marché, défini au niveau du bassin hydrographique ou d'un sous-bassin. Ce plafond est en partie réparti individuellement entre les détenteurs de permis (les entités réglementées), le reste étant appliqué au secteur agricole ou à un autre secteur produisant une pollution diffuse telle que les écoulements de surface municipaux. Comme il est difficile de savoir quelle est la charge polluante de chaque source diffuse, on peut fixer des limites à ces secteurs en les considérant comme un tout. Dans ce cas, chaque entreprise située dans un secteur où la pollution est diffuse est responsable du maintien des niveaux de pollution en dessous de la limite définie.

Les instruments reposant sur les mécanismes du marché en général et les systèmes d'échanges en particulier sont souvent présentés comme une alternative moins coûteuse aux méthodes d'injonction et de contrôle de l'exécution, tout en étant susceptibles de donner des résultats environnementaux équivalents ou meilleurs (Stavins, 2001; Tietenberg, 2001). Ces méthodes ont recours à la réglementation : l'État fixe une norme, surveille la conformité avec cette norme et obtient sa mise en application à l'aide d'amendes. La réglementation y est souvent de type prescriptif et technologique. Toutes les entreprises d'un secteur donné peuvent être tenues d'adopter une certaine technologie de réduction de la pollution, jugée propre à mener à l'amélioration environnementale souhaitée. Une telle approche risque d'être plus coûteuse, du fait qu'il n'y a que peu de souplesse, s'il y en a, dans le choix des moyens disponibles pour obtenir la réduction de la pollution. Toutefois, du point de vue de l'organisme de réglementation, il se peut que de tels règlements soient plus simples à appliquer et offrent une plus grande certitude quand ils sont exécutés correctement.

Définition du plan de gestion des éléments nutritifs

Un plan de gestion des éléments nutritifs est un plan agricole qui évalue toutes les sources de substances nutritives culturales (p. ex. les engrais du commerce, le fumier, les biosolides, etc.) et les répartit entre les cultures dans un souci de bénéfices économiques maximums et de risques environnementaux minimums (Coote et Gregorich, 2000, p. 149).

Par exemple, la réglementation de l'Ontario exige à présent que les exploitations agricoles qui répondent à certains critères sur la taille et stockent ou utilisent du fumier sur leurs terres, mais n'en font pas évacuer, aient un plan de gestion des éléments nutritifs. Un tel plan contient :

- une description du type d'exploitation et du statut du plan (nouveau ou renouvelé);
- une déclaration d'unité agricole et un croquis;
- une analyse des quantités d'azote, de phosphore, de potassium et de matières solides totales;
- des informations sur l'entreposage, le cas échéant;
- un plan d'urgence (si le temps empêche l'épandage ou si les lieux d'entreposage sont trop pleins);
- un formulaire d'agrément;
- la liste des nutriments à épandre et la quantité totale;
- des informations sur les champs, une description des pratiques de culture et les taux d'épandage;
- des accords passés avec les propriétaires fonciers, qui prouvent que la superficie des terres est suffisante pour pratiquer l'épandage.

Source : Association canadienne du droit de l'environnement (2004).

La réglementation n'est pas toujours aussi prescriptive. Celle *liée à des prescriptions de résultats*, par exemple, établit des objectifs d'émission uniformes sans imposer la méthode pour y parvenir (Stavins, 2001; Gunningham et Sinclair, 2004b). La mise en conformité avec ce type de règlement reviendra sans doute plus chère qu'avec des IRMM équivalents, qui consistent à fixer la redevance due par les entreprises en fonction de leur charge polluante (p. ex. des permis fondés sur la charge) dans la mesure où ces entreprises font face aux mêmes exigences, indépendamment du prix que leur coûte la réduction de la pollution. Toutefois, en donnant une certaine souplesse dans le choix de la technologie utilisée, elle sera probablement moins chère que les approches prescrivant celle-ci.

Un autre genre de règlement, plus approprié à la pollution due aux activités agricoles, est désigné par Gunningham et Sinclair (2004b) sous le nom de *normes de processus* (process standards). Ces normes [traduction] « imposent une série de processus décisionnels de gestion qui ont des chances d'améliorer les résultats environnementaux, sans indiquer les technologies à employer ni fixer les niveaux de réduction de la pollution à atteindre » (Gunningham et Sinclair, 2004b, p. 184). Le plan de gestion des éléments nutritifs est un exemple typique d'un tel règlement.

Ce qui devrait être clair, à présent, c'est que les IRMM ne sont pas une alternative à la réglementation (Johnstone, 2003). En fait, ils constituent non seulement un certain type de réglementation, mais, la plupart du temps, ils viennent se mêler à d'autres formes de règlement, puisqu'ils ont été adoptés pour les compléter. Par exemple, la réussite américaine en matière d'émission de SO_2 est directement liée à l'existence de normes strictes limitant l'émission totale autorisée, associées à d'imposants mécanismes de surveillance et de mise à exécution. Les systèmes d'échange ont permis aux entreprises de se conformer aux normes soit en cherchant des moyens moins coûteux de réduire leurs émissions, soit en achetant des permis à une autre entreprise réglementée (Schary et Fischer-Vanden, 2004; voir aussi Heimlich et Claassen, 1998).

Description du système américain d'échange de crédits de SO_2

Stavins (2001, p. 27) voit dans ce programme de plafonnement et d'échange de crédits l'application la plus importante d'un IRMM visant à protéger l'environnement. Ce programme a été adopté pour réglementer les émissions de SO_2, principal précurseur des pluies acides. Il s'agit d'un programme d'échange de crédits de pollution, dans lequel une limite a été fixée au total des émissions que les entreprises sont autorisées à produire. Cette limite est ensuite répartie entre ces dernières. Le programme a été mis en œuvre en deux phases. Durant la première, des limites individuelles d'émission ont d'abord été imposées aux 263 groupes les plus polluants en SO_2 de 110 usines exploitées par 61 services publics d'électricité, situés en grande partie dans des centrales à charbon à l'est du Mississippi.

Pendant la seconde phase, presque toutes les centrales d'énergie électrique ont été soumises au système, mais certaines exemptions ont été accordées pour compenser les restrictions potentielles de la croissance et récompenser les rares groupes qui étaient déjà inhabituellement peu polluants.

Les échanges ont permis de réaliser des économies d'un montant estimatif de l'ordre de 1 milliard de dollars par an par rapport à l'autre solution, à savoir les règlements de type injonction et contrôle de l'exécution.

Schary et Fisher-Vanden (2004, p. 8-13) ont distingué deux principes fondamentaux qui, avec leurs mécanismes connexes, ont fait de ce programme un succès. Le premier a consisté à créer un produit normalisé, ce qui a pu se faire grâce à l'exactitude des mesures effectuées, à l'automatisation des contrôles de la conformité et des pénalités, à l'absence de points chauds ou d'effets néfastes sur l'environnement et à une comptabilisation précise des permis. Le second principe, à savoir que l'objectif environnemental soit atteint au coût le plus faible possible en rendant le système d'échange aussi efficient et attrayant que possible, a été réalisé grâce à l'octroi de permis aux limites souples dans le respect des paramètres d'échange, à la simplicité des processus, propre à augmenter le volume des échanges, et à l'automatisation des examens et des contrôles de la conformité pour augmenter la certitude.

En outre, les normes axées sur les technologies ou d'autres formes de règlements peuvent servir de base à l'établissement d'objectifs environnementaux ou à la définition de points de référence. En fait, comme Hahn et Hester l'ont affirmé (1989, p. 368) après avoir étudié un certain nombre d'expérimentations en matière d'échange, les programmes s'appuient fortement sur le système de réglementation existant. Cependant, de par leur nature, ces systèmes peuvent en réalité entraver l'élaboration de programmes d'échange efficaces.

Plus généralement, comme l'ont expliqué Kraemer et Banholzer (2003, p. 33), la réglementation rend les IRMM possibles et exécutables.

> [Traduction] « Les plans d'échange de crédits de pollution de l'eau qui fonctionnent sont généralement mêlés à des systèmes de gestion de l'environnement traditionnels et à de solides régimes de réglementation (préexistants). Ces derniers assurent à la fois l'efficacité et l'intégrité des plans d'échange en offrant des possibilités d'intervention de secours (parfois menaçantes). »

Bref, comme Young et McColl (2005) nous l'ont rappelé, les IRMM sont autant des instruments économiques que légaux. Cela dit, ils peuvent donner plus de souplesse que les règlements d'injonction et de contrôle de l'exécution traditionnels seuls, tout en permettant aux utilisateurs d'atteindre les objectifs environnementaux à moindre coût. Cela étant, la difficulté vient de ce qu'il faut trouver le bon mélange de moyens d'action, parmi lesquels peuvent figurer des règlements et des IRMM, ainsi que des instruments volontaires et l'éducation. C'est une question que nous approfondirons au chapitre 9.

Comment fonctionnent les systèmes d'échange de crédits de qualité de l'eau?

Les systèmes d'échange de crédits de qualité de l'eau visant à lutter contre la pollution agricole sont une forme particulière de systèmes d'échange, spécialement mis au point pour traiter un ensemble bien particulier de problèmes. L'exemple classique en est un bassin hydrographique dans lequel les municipalités, par l'intermédiaire de leurs installations de traitement des eaux usées, et les exploitations agricoles, rejettent (entre autres) des quantités importantes de nutriments, tels que le phosphore. Comme nous l'avons vu plus haut, le rejet de substances nutritives dans des quantités dépassant la capacité d'assimilation d'un plan d'eau peut entraîner son eutrophisation.

Dans une approche reposant sur une réglementation traditionnelle, les municipalités ont à investir dans une technologie (souvent d'un type précis) pour réduire la quantité de substances nutritives rejetées et se limiter à une concentration réglementée des effluents, fixée en milligrammes de phosphore par litre (mg/l). À partir d'un certain point, le niveau d'investissement exigé pour contrôler les rejets de phosphore supplémentaires (dus, par exemple, à la croissance de l'agglomération) peut être très élevé, de sorte qu'il y aurait de nets avantages économiques à chercher d'autres solutions, sans oublier l'objectif environnemental poursuivi. On pourrait trouver ce genre de solutions en se tournant vers d'autres sources de rejet de phosphore dans le même bassin hydrographique. Si d'autres usagers du bassin hydrographique étaient capables de réduire les rejets de phosphore d'une quantité équivalente à moindre coût et si les effets généraux sur l'environnement étaient les mêmes ou meilleurs, les municipalités auraient intérêt à demander aux émetteurs de ces rejets de réduire la pollution au lieu de le faire elles-mêmes. Des exploitations agricoles peuvent ainsi se faire payer par les municipalités pour adopter des pratiques réduisant, dans le présent exemple, les rejets de phosphore. Toutes sortes de solutions sont à la disposition des agriculteurs, à des coûts et avec des avantages environnementaux différents.

Comme on le voit dans le tableau 2, le coût des mesures de réduction peut être très différent, en moyenne, d'une municipalité et d'une activité agricole à l'autre. Mais ce n'est pas nécessairement le cas pour toutes les activités comme l'indiquent les coûts minimums et maximums encourus par les agriculteurs. De plus, Fang et Easter (2003) ont montré que les pratiques écologiques convenant à certains types d'activités ne représentaient pas de différences assez importantes en termes de coût pour assurer la rentabilité d'un programme d'ECQE.

Définition de la capacité d'assimilation

La capacité d'assimilation d'un plan d'eau est son aptitude à assimiler les déchets qui y pénètrent sans aucun effet néfaste sur l'utilisation de l'eau qu'il renferme. Elle se calcule variable par variable en tenant compte des relations pouvant exister entre chacune des variables de la colonne d'eau ou des sédiments.

En outre, dans le calcul de la capacité d'assimilation, on utilise la concentration la plus sûre d'une variable, afin de protéger tous les types d'utilisation de l'eau (une ligne directrice, un objectif ou une norme) et on la multiplie par le débit du rejet dans le plan d'eau, afin de déterminer la charge maximum autorisée de cette variable. On calcule alors la charge polluante des émetteurs en partant de la charge correspondant à la capacité d'assimilation maximum d'une variable et en soustrayant la charge pouvant exister dans le plan d'eau en provenance d'autres sources humaines ou naturelles.

Le terme de « charge » en référence à des rejets d'effluents est défini comme étant la concentration d'un polluant dans ces rejets, multipliée par leur débit. Les concentrations dans les effluents s'expriment généralement en mg/l ou en µg/l, les débits en m³/j et les charges en kg/j. Les autorisations de rejet indiquent habituellement les concentrations en polluants et les débits ou, en réalité, les « charges ».

Source : Swain (2005).

Tableau 2 – Rentabilité des mesures de réduction dans différentes régions

Mesure de réduction	South Creek, N.-G.S. ($A/kg/an)	Port Philipp Bay, VIC, ($A/kg/an)	Bassin hydrographique de la Great Miami River ($US/lb)	Bassin hydrographique de la Great Miami River ($US/lb)	Baie de Quinte, Canada ($CAN/kg/an)
Polluant	**Azote**	**Azote**	**Phosphore**	**Azote**	**Phosphore**
Sources urbaines					
Marais artificiels	10	80			
Meilleur traitement dans les ITEU	10 000	50			
Coût de l'amélioration des sources ponctuelles			Moyenne : 62,62 Minimum : 5,83 Max. : 551,51	Moyenne : 18,97 Minimum : 1,39 Max. : 20,60	Moyenne : 160 Minimum : 14 Max. : 4,521
Sources agricoles					
Modification de l'usage des engrais en horticulture	<5	<5			
Restauration des zones riveraines	10				
Bandes tampon sur les terres horticoles	<15				
Semis direct sur toutes les terres			Moyenne : 1,40 Minimum : 1,13 Max. : 9,83	Moyenne : 0,5 Minimum : 26 Max. : 2,58	
Semis direct et quantité d'engrais réduite de 50 %			Moyenne : 7,69 Minimum : 1,13 Max. : 59,66	Moyenne : 10,49 Minimum : 0,48 Max. :257.82	
Amélioration des méthodes d'entreposage du fumier					Moyenne : 92 Minimum : 66 Max. : 114
Contrôle des eaux d'égouttage des laiteries					56

Nota : Les données ci-dessus sont présentées à titre indicatif. Il n'est pas possible d'établir une comparaison entre les pays.

Sources : BDA Group (2005, p. 50); Draper *et al.* (1997b, p. 24-26); Kaiser & Associates (2004, p. 3-19).

En admettant qu'il y ait des différences assez grandes dans les coûts de réduction et un nombre suffisant d'activités agricoles, l'échange laisse le choix à la municipalité de retarder ou d'éviter un investissement coûteux en contribuant à la réduction d'une quantité *au moins* équivalente de phosphore provenant d'autres agents du bassin hydrographique. Cela pourrait se faire en combinant les échanges de permis et les compensations. L'échange de permis s'appliquerait aux sources ponctuelles réglementées, comme d'autres installations de traitement des eaux usées (ITEU) du bassin, ou à de vastes exploitations agricoles réglementées, parfois considérées comme des sources ponctuelles. Une compensation pourrait être ajoutée au système d'échange de permis, par exemple pour la rénovation d'installations septiques privées, le contrôle des écoulements urbains et les changements de pratiques dans les petites entreprises agricoles.

Il y a relativement peu d'exemples d'ECQE dans le monde. La plupart des expériences ont eu lieu durant les vingt dernières années aux États-Unis, en majorité sur des sources diffuses (Morgan et Wolverton, 2005). L'Australie a commencé assez récemment et elle n'a mis en œuvre qu'un petit nombre de systèmes d'échanges pour lutter contre

Tableau 2 – Rentabilité des mesures de réduction dans différentes régions

Mesure de réduction	South Creek, N.-G.S. ($A/kg/an)	Port Philipp Bay, VIC, ($A/kg/an)	Bassin hydrographique de la Great Miami River ($US/lb)	Bassin hydrographique de la Great Miami River ($US/lb)	Baie de Quinte, Canada ($CAN/kg/an)
Polluant	Azote	Azote	Phosphore	Azote	Phosphore
Sources urbaines					
Marais artificiels	10	80			
Meilleur traitement dans les ITEU	10 000	50			
Coût de l'amélioration des sources ponctuelles			Moyenne : 62,62 Minimum : 5,83 Max. : 551,51	Moyenne : 18,97 Minimum : 1,39 Max. : 20,60	Moyenne : 160 Minimum : 14 Max. : 4,521
Sources agricoles					
Modification de l'usage des engrais en horticulture	<5	<5			
Restauration des zones riveraines	10				
Bandes tampon sur les terres horticoles	<15				
Semis direct sur toutes les terres			Moyenne : 1,40 Minimum : 1,13 Max. : 9,83	Moyenne : 0,5 Minimum : 26 Max. : 2,58	
Semis direct et quantité d'engrais réduite de 50 %			Moyenne : 7,69 Minimum : 1,13 Max. : 59,66	Moyenne : 10,49 Minimum : 0,48 Max. :257.82	
Amélioration des méthodes d'entreposage du fumier					Moyenne : 92 Minimum : 66 Max. : 114
Contrôle des eaux de lavage des laiteries					56

Nota : Les données ci-dessus sont présentées à titre indicatif. Il n'est pas possible d'établir une comparaison entre les pays.

Sources : BDA Group (2005, p. 50); Draper *et al.* (1997b, p. 24-26); Kaiser & Associates (2004, p. 3-19).

En admettant qu'il y ait des différences assez grandes dans les coûts de réduction et un nombre suffisant d'activités agricoles, l'échange laisse le choix à la municipalité de retarder ou d'éviter un investissement coûteux en contribuant à la réduction d'une quantité *au moins* équivalente de phosphore provenant d'autres agents du bassin hydrographique. Cela pourrait se faire en combinant les échanges de permis et les compensations. L'échange de permis s'appliquerait aux sources ponctuelles réglementées, comme d'autres installations de traitement des eaux usées (ITEU) du bassin, ou à de vastes exploitations agricoles réglementées, parfois considérées comme des sources ponctuelles. Une compensation pourrait être ajoutée au système d'échange de permis, par exemple pour la rénovation d'installations septiques privées, le contrôle des écoulements urbains et les changements de pratiques dans les petites entreprises agricoles.

Il y a relativement peu d'exemples d'ECQE dans le monde. La plupart des expériences ont eu lieu durant les vingt dernières années aux États-Unis, en majorité sur des sources diffuses (Morgan et Wolverton, 2005). L'Australie a commencé assez récemment et elle n'a mis en œuvre qu'un petit nombre de systèmes d'échanges pour lutter contre

la pollution de l'eau, dont deux dans l'État de la Nouvelle-Galles du Sud et un autre dans l'État d'Australie-Occidentale (BDA Group, 2005, p. 13). Un des éléments qui ont rendu possible l'adoption d'un système d'échange en Nouvelle-Galles du Sud est l'adoption préalable d'un système de permis basés sur la charge, approche dans laquelle les installations détenant un permis doivent payer des frais proportionnels à la quantité de pollution qu'elles génèrent (Collins, 2005a). Une seule expérience de système d'échange en Nouvelle-Galles du Sud a dernièrement commencé à inclure des sources diffuses. Un autre projet pilote, qui pourrait finalement en inclure aussi, est en cours d'exploration au Queensland, dans la Moreton Bay près de Brisbane. Au Canada, un projet pilote a été entamé à la fin des années 1990 en Ontario sur des sources diffuses (le bassin hydrographique de la rivière Nation Sud). D'autres projets d'ECQE dans la même province n'ont pas dépassé le stade de l'étude de faisabilité.

Les Pays-Bas ont adopté un système d'échange différent pour encourager la réduction de la production de fumier dans le cadre d'un système de quotas de fumier déjà instauré et faisant lui-même partie d'un projet de réglementation plus vaste destiné à réduire la charge en éléments nutritifs des sols et des plans d'eau (Hubeek, 2005). Cette approche a été jugée plus pratique sur le plan administratif, comme nous le verrons plus loin.

Jusqu'à présent, les résultats des projets d'ECQE incluant des sources diffuses sont inégaux, quand ils ne sont pas négatifs, à en juger par le nombre des échanges réellement effectués (Woodward *et al.*, 2002; King et Kuch, 2003; Breetz *et al.*, 2004; King, 2005a; Morgan et Wolverton, 2005). Peu de projets américains ont abouti à plus que quelques échanges. L'exemple de l'Ontario à cet égard est vu comme un succès et les indicateurs montrent que la charge actuelle en éléments nutritifs de la rivière Nation Sud est plus basse que ce qu'elle aurait été sans le programme (De Barros, 2005). Mais il est trop tôt pour évaluer les effets du programme sur l'environnement, ainsi que ceux du programme australien incluant des sources diffuses, puisque les changements de pratiques agricoles peuvent prendre un certain temps avant de mener à une amélioration nette de l'environnement.

Le temps est un élément important à prendre en considération par les décideurs

Dans la conception des stratégies de dépollution, les décideurs doivent être conscients du temps qu'il leur faudra pour obtenir des résultats avec les contaminants dans le milieu naturel. À la suite de la mise en application d'une politique ou d'un programme de dépollution, dont ceux incluant des réductions considérables ou même l'élimination des émissions de polluants nocifs, l'amélioration de la qualité de l'environnement n'est observable qu'après une longue période de temps (peut-être plusieurs années). Ce temps dépend des caractéristiques du polluant, surtout de la durée de rétention dans différents milieux et de la capacité d'absorption des plantes et animaux.

Le DDT est un exemple de polluant à longue durée de rétention dans le milieu naturel. Il était utilisé régulièrement dans la région des Grands Lacs depuis les années 1940 jusqu'à la fin des années 1970. Le Canada et les États-Unis ont alors banni ce pesticide à cause de sa toxicité, responsable, notamment, de l'échec total de la reproduction des pygargues à tête blanche de la région, qui ont été exposés au produit à cause de la bioamplification dans la chaîne alimentaire aquatique. Ces oiseaux, qui vivent le long des rives des Grands Lacs, ont continué à ne pas pouvoir se reproduire pendant près de 10 ans après la décision de restreindre considérablement l'utilisation du DDT et d'autres polluants nocifs (p. ex. le PCB). Ce n'est que vers la fin des années 1980 que les niveaux de contaminants ont notablement baissé.

Bien qu'il ait fallu 10 à 15 ans pour évaluer les résultats, la réduction des contaminants dans les œufs des pygargues a rétabli les taux de reproduction. Le nombre de nids actifs et d'aiglettes par nid a en effet augmenté. Les niveaux de DTT, de PCB et d'autres polluants bannis ont, certes, été réduits, mais on les détecte encore régulièrement dans la région des Grands Lacs et partout dans le pays (Environnement Canada, 2001).

Cet exemple classique montre que l'efficacité d'une politique peut prendre longtemps avant de se manifester. Il met aussi l'accent sur l'importance de connaissances scientifiques fondamentales dans la conception des politiques de dépollution.

Source : Morin (2005).

Aux Pays-Bas, l'échange a joué un rôle positif en aidant à réduire les charges en éléments nutritifs. Mais le nombre d'instruments utilisés dans ce pays au fil des années est important et il est donc difficile d'attribuer les résultats cumulés à l'échange seulement. La même circonspection s'applique à la plupart des autres programmes, y compris celui de l'Ontario, où l'ECQE est seulement une partie d'un grand ensemble de mesures.

Certains analystes ont invoqué plusieurs raisons à l'origine du succès limité des programmes d'échange concernant la pollution de l'eau par les activités agricoles, dont la faiblesse de l'offre et de la demande de crédits de pollution, qui est liée au fait que les sources diffuses ne sont pas toujours réglementées (King et Kuch, 2003; King 2005a, b). D'autres ont souligné les défauts de conception de ce genre de programmes, particulièrement des frais de transaction élevés, qui constitue un obstacle aux échanges (Woodward *et al.*, 2002). Enfin, d'autres ont examiné les conditions sociales convenant aux échanges et l'effet inhibiteur que le manque de confiance entre les intervenants exerce sur les progrès des programmes d'échange (Breetz *et al.*, 2005).

Il est important de noter que le petit nombre d'échanges n'est pas nécessairement un signe d'échec du programme; il se peut très bien que quelques échanges engendrent des bienfaits importants qui n'auraient pas pu se réaliser, ou qui auraient coûté plus cher, avec d'autres outils.

Il importe de répéter qu'un système d'échange de crédits visant n'importe quel polluant peut fonctionner seulement s'il y a une différence assez grande entre les coûts de réduction des rejets des diverses sources. Si le programme d'échange est bien conçu et que les conditions sont bonnes, une municipalité et ses citoyens s'en tireront mieux s'ils peuvent, pour un prix moindre, réduire la quantité d'un certain polluant dans un plan d'eau en payant des agriculteurs pour faire le travail. Les différences entre les coûts, en revanche, bien que nécessaires, ne sont pas une condition suffisante pour le bon fonctionnement d'un système d'échange, comme nous le verrons plus loin. Mais auparavant, nous allons présenter brièvement le programme d'échange élaboré aux Pays-Bas pour lutter contre la pollution agricole.

Échange de crédits de phosphore dans le bassin hydrographique de la rivière Nation Sud en Ontario

Le bassin hydrographique de la rivière Nation Sud, situé au sud-est d'Ottawa, s'étale sur une superficie de 3 900 km² et compte une population d'environ 125 000 habitants. C'est une région de polyculture comprenant des produits laitiers et des cultures de maïs destiné à la vente et de soja. Le bassin englobe 15 municipalités. Dans les années 1990, on a découvert que la teneur en phosphore de ses eaux dépassait le taux de 0,03 mg/l autorisé par les directives provinciales sur la qualité de l'eau. Des études sur le bassin ont montré que 90 % des charges de phosphore provenaient de sources diffuses, principalement agricoles.

En 1998, l'Ontario a cessé de délivrer des permis pour la construction de nouvelles installations autour du bassin, sauf quand elles ne rejetaient pas de phosphore. Une telle demande, cependant, signifiait que les municipalités en pleine expansion devaient améliorer leurs méthodes de traitement des eaux usées jusqu'à un niveau qui n'était pas toujours techniquement praticable, physiquement possible ni socialement souhaitable (à cause des coûts).

Pour laisser plus de souplesse dans la façon d'atteindre l'objectif concernant les rejets de phosphore dans la rivière, le ministère de l'Environnement a adopté une politique de gestion du phosphore total (GPT). Celle-ci permet aux pollueurs de rejeter du phosphore provenant de leurs installations de traitement aussi longtemps qu'ils compensent toute augmentation de la charge en contrôlant les rejets de phosphore de sources diffuses dans le même bassin.

Le bassin de la rivière Nation Sud est devenu le premier projet pilote de GPT en 1999 et c'est encore l'unique expérience canadienne d'ECQE. Ce projet a été intégré au Programme de l'eau propre de la South Nation Conservation Authority (SNCA), qui fournit une aide financière aux propriétaires fonciers pour contribuer à des projets d'amélioration de la qualité de l'eau à frais partagés. De 2000 à 2003, six municipalités et deux industries ont conclu des accords avec la SNCA qui leur a donné 800 000 $. En 2003, 712 kg de phosphore par an ont été éliminés grâce à des projets de GPT.

Sources : O'Grady et Wilson (1999); Conservation de la Nation Sud (2004).

Le système de quotas de fumier aux Pays-Bas[2]

Le fumier est une source importante de nutriments, comme le phosphate et l'azote, ainsi que d'autres contaminants des eaux de surface et souterraines aux Pays-Bas, pays qui détient le chargement en bétail le plus élevé d'Europe.

En 1987, le système de quotas de fumier a été introduit dans le cadre de la loi à trois phases sur les engrais pour stabiliser et réduire la production de fumier dans l'élevage intensif, surtout celui des porcs et de la volaille dans le sud et l'est du pays. Cette mesure est toujours en place, mais elle a subi plusieurs changements suite aux enseignements qui en ont été tirés et aux revendications des exploitations agricoles réglementées.

Ce système a été choisi parce que les méthodes de réglementation alors en vigueur, telles que l'enregistrement de tout le bétail, permettaient des mesures et des contrôles plus précis et moins chers de la production de fumier que le contrôle continu des émissions, ce qui rendait le système relativement facile à mettre en application. De façon plus générale, les frais d'administration de ce genre de mesures ont été jugés modérés. Une autre raison importante derrière l'adoption de ce système était de satisfaire aux exigences de la politique européenne sur le plafonnement de la production du phosphate.

Quatre aspects principaux caractérisent ce système :

1. Les quotas ont été alloués sur la base des droits acquis (c.-à-d. les niveaux de production antérieurs), mesure jugée équitable et juste pour tous les agriculteurs. Ces derniers, anticipant le changement, ont déclaré plus de quotas que le volume de production ne l'exigeait et on leur a accordé. Ceci a mené à la possibilité que soit augmenté, plutôt que diminué, le niveau de production de fumier.
2. Les quotas sont finalement devenus échangeables. Au début, ils ne l'étaient pas, mais l'expérience a montré que les agriculteurs avaient besoin de plus de souplesse pour s'adapter aux changements du marché. L'introduction de l'échange a amélioré la compétitivité, mais elle a également eu pour résultat que les exploitations agricoles sont devenues moins nombreuses et plus grandes.
3. La division entre quotas fondés sur les terres et quotas non fondés sur les terres, qui est la troisième caractéristique, avait pour but d'augmenter l'élevage extensif et de diminuer l'élevage intensif, surtout celui des porcs et de la volaille. Cette division a causé non seulement une diminution du niveau maximum de l'élevage intensif, mais aussi une augmentation de son niveau moyen.
4. Les restrictions géographiques, quatrième caractéristique, qui ont été imposées sur l'échange des quotas de fumier, visaient à diminuer le niveau de production de fumier dans les régions du sud et de l'est du pays, qui en ont un excédent. En 2002 et 2004, le volume du bétail a baissé après les hausses enregistrées les années précédentes.

Le système de quotas de fumier a eu des effets socio-économiques et environnementaux. Du point de vue socio-économique, le déplacement des éleveurs de porcs d'une région à excédent de fumier vers une région déficitaire, où les prix des terres et des quotas sont plus bas, devait niveler les loyers. Cependant, le refus des collectivités locales et l'enracinement culturel des agriculteurs provenant des régions à excédent ont limité le nombre d'agriculteurs qui se sont vraiment déplacés.

L'introduction d'autres mesures incitatives au sein du système de quotas a stimulé l'innovation au sein des exploitations agricoles et l'amélioration de l'environnement. Des programmes de formation ont été créés pour aider les agriculteurs à se conformer au système de comptabilisation des éléments minéraux (SCEM), introduit en 1998, et à adopter de nouveaux procédés et méthodes jugés plus écologiques.

L'amélioration de la qualité des eaux du sol et de surface était au début principalement un résultat de la *Loi sur la protection du sol*, qui vise à augmenter l'efficacité d'application du fumier. Les autres progrès réalisés après 1998 étaient associés directement à l'introduction du SCEM. En général, le système de quotas a diminué de 15 p. 100 la production totale de fumier et a empêché une augmentation de 5 à 10 p. 100, ce qui fait une différence cumulative de 20 à 25 p. 100 par rapport au scénario de statu quo.

Enseignements généraux tirés des programmes d'échange

> [Traduction] « À certains égards, il serait juste de dire que les plans de permis échangeables sont d'abord faits d'une infrastructure permettant de contrôler et d'enregistrer les émissions, les droits et les transferts » (OCDE, 2001, p. 49).

Bien que cette affirmation soit correcte en soi, elle laisse de côté certains aspects importants dans sa description des programmes d'échange et des raisons pour lesquelles ils ne fonctionnent pas toujours.

Certains programmes, tels que l'échange de crédits de SO_2 aux États-Unis, ont clairement montré que l'échange pouvait donner de meilleurs résultats environnementaux à des coûts moindres en comparaison de méthode d'injonction et de contrôle de l'exécution (Stavins, 2001; Tietenberg et Johnstone, 2004; Harrington *et al.*, 2004). De récentes évaluations a posteriori de différents programmes américains et européens à base d'IRMM et de méthodes d'injonction et de contrôle de l'exécution confirment que, du point de vue des entités réglementées, les IRMM, et les systèmes de crédits de pollution échangeables en particulier, sont les plus rentables (Harrington *et al.*, 2004; Tietenberg et Johnstone, 2004; Agence européenne pour l'environnement, 2006). Cependant, comme l'ont noté Tietenberg et Johnstone (2004, p. 33), [traduction] « Dans leurs applications les plus réussies, les permis échangeables ont protégé les ressources environnementales à un coût moindre. Mais, *ce genre de programmes reste relativement rare*[3]. »

En général, la rentabilité d'un système d'échange dépendra des coûts de transaction, des coûts de mise en œuvre (c.-à-d. l'instauration du programme) et des coûts d'administration (c.-à-d. les coûts permanents). Ces coûts auront généralement tendance à baisser (sur la base du coût par échange) à mesure que le nombre des échanges augmentera (Weersink, 2005). Il est important d'examiner les sources des coûts séparément, car il semble parfois que le simple fait de réduire les coûts privés de la mise en conformité serait, pour certains, une amélioration nette que les systèmes de permis échangeables peuvent apporter par rapport à la réglementation directe. Du point de vue des politiques, cependant, il y a un besoin évident d'examiner les sources possibles des coûts d'administration, y compris les coûts de mise en œuvre, pour évaluer la faisabilité et les avantages généraux d'un système.

La question sous-jacente est celle de la compétence administrative. Changer la façon de faire peut s'avérer difficile, exiger une longue période d'adaptation et entraîner des coûts significatifs. À cet égard, comme nous le verrons plus loin, l'existence de solides établissements de gestion de l'eau au niveau des bassins hydrographiques ou de mécanismes d'exécution des programmes bien implantés peut offrir des possibilités de réduire certains de ces coûts, parmi d'autres avantages.

Les évaluations a posteriori et d'autres analyses de programmes d'échange dont la conception ressemble à celle de la plupart des programmes d'ECQE offrent un certain nombre d'enseignements importants. Ici, nous nous concentrerons sur ceux qui semblent être les plus pertinents pour les systèmes d'échange de crédits de qualité de l'eau.

Comment définir l'élément à échanger et sa contribution au problème environnemental

Selon Ellerman (2003, p. 5), [traduction] « tous les systèmes de réglementation de l'environnement supposent une certaine définition de la pollution, mais aucun n'est obligé de la définir aussi précisément qu'un système d'échange », car on a besoin d'établir des équivalences entre les crédits ou les permis de polluer échangés. Cela signifie qu'il faut identifier séparément le rejet potentiellement polluant et déterminer la quantité qui sera polluante ainsi que la relation spatiale et temporelle entre les rejets et leur nocivité.

Tous les règlements sur l'environnement sont soumis à des exigences analogues. Mais le lien entre les émissions et le problème justifiant leur limitation est habituellement moins direct que dans les programmes d'échange. À titre d'exemple, [traduction] « les normes technologiques sont prescrites non pas parce qu'elles règlent le problème mais parce qu'elles représentent généralement la "meilleure" solution du moment ». (Ellerman, 2003, p. 5)

Plafonner ou ne pas plafonner

D'après Tietenberg et Johnstone (2004), les systèmes de plafonnement et d'échange peuvent atteindre leurs objectifs environnementaux, et même mieux, à un coût moindre. De plus, ils peuvent donner des résultats avec plus de certitude que d'autres instruments.

Cependant, il n'y pas eu d'évaluation systématique a posteriori des projets fondés sur des compensations environnementales. L'une des difficultés de ces approches réside dans la définition des points de référence et la procédure administrative suivant laquelle on acquiert des crédits. Sans plafond, les réductions doivent être créditées à la hauteur de ce que la source aurait émis en l'absence d'un règlement (un scénario de statu quo), ce qui n'est pas observable (Schneider et Wagner, 2003, p. 17). Par conséquent, utiliser des points de référence relatifs peut engendrer des frais de transaction importants lorsque l'autorisation préalable des échanges est requise, car les autorités doivent enquêter sur chaque hypothèse contrefactuelle à partir de laquelle elles calculent les réductions et octroient des crédits.

En théorie, les programmes d'ECQE n'ont pas nécessairement besoin de s'appuyer sur un objectif environnemental réglementé, mais dans la pratique, la plupart du temps ils ont été mis en œuvre avec un objectif et souvent au moyen d'un règlement. Aux États-Unis, par exemple, [traduction] « on a mis ou on va mettre en place dans la plupart des programmes

Charge totale maximum quotidienne aux États-Unis

Une charge totale maximum quotidienne (CTMQ) vient s'appliquer en vertu du paragraphe 303(d) de la *Clean Water Act* (la loi américaine sur la qualité de l'eau) lorsqu'un plan d'eau ne peut plus offrir les « utilisations bénéfiques » prévues (p. ex. la natation, la pêche ou un habitat pour le saumon ou la truite) et qu'il enfreint les critères de qualité de l'eau établis à cet effet. La CTMQ a été élaborée pour déterminer jusqu'où doit aller la réduction de la pollution pour satisfaire aux normes de qualité de l'eau. Elle est répartie entre les sources polluantes sous forme de charges polluantes limites et de charges polluantes.

Les charges polluantes limites sont des portions séparées de la charge réduite assignée à chaque détenteur de permis, qui sont ensuite converties en limites de permis. Leur volume dépend de divers facteurs relatifs aux entités réglementées, comme la quantité de rejets, l'emplacement dans le bassin hydrographique et les stratégies de mise en conformité existantes.

Une charge polluante unique est habituellement assignée à une catégorie entière de sources diffuses, telles que l'agriculture. Un plan de mise en application séparé explique bien clairement comment obtenir les réductions, souvent par des mesures volontaires, ces sources n'étant pas régies par la *Clean Water Act*.

Source : Adapté d'après Schary et Fisher-Vanden (2004).

d'échange de crédits de qualité de l'eau une charge totale maximum quotidienne (CTMQ) pour le bassin hydrographique » (Morgan et Wolverton, 2005, p. 11). Cette CTMQ fixe les limites des polluants pour différents usages de l'eau au niveau de chaque bassin. De même, c'est en constatant que les objectifs de qualité de l'eau pour le phosphore au niveau du bassin hydrographique de la rivière Nation Sud avaient déjà été dépassés que l'on s'est mis à chercher des solutions, telles qu'un programme d'échange.

Il est important de signaler que les programmes d'ECQE n'ont habituellement pas résolu le problème délicat de la comptabilisation des points de référence, difficulté inhérente à la localisation des sources diffuses (Shabman *et al.*, 2002). Cela fait du suivi des changements dans le bassin un aspect plus crucial des programmes d'échange.

Bien qu'un plafond établi par un règlement puisse ne pas être un élément nécessaire d'un programme d'échange, d'après Gunningham et Sinclair (2004b, p. 184), les moyens de lutte contre la pollution de l'eau en général doivent être centrés sur un objectif ambiant défini pour un bassin hydrographique. En effet, ces auteurs ont soutenu que [traduction] « l'adoption d'un seuil de pollution par bassin hydrographique a pour avantage de créer un cadre rigoureux et focalisé pour la conception des politiques et, ce qui est important, de donner un moyen de mesurer le succès ou l'échec des politiques mises en œuvre ». Cependant, les objectifs doivent être réalistes et tenir compte de la difficulté à lier telle ou telle activité à un problème de pollution. Car, d'après un praticien, [traduction] « les objectifs irréalistes peuvent conduire à l'échec des programmes de lutte contre la pollution[4] ».

Comment trouver une base pour déterminer les points de référence et mesurer les crédits

Puisque les systèmes de compensation environnementale n'ont pas besoin d'un plafond ni d'une limite générale des émissions, ils permettent d'éviter le problème délicat de répartition de ce plafond entre les émetteurs. (Voir Tietenberg, 2001; Ellerman, 2003; ou l'OCDE, 2001 pour des avis éclairés sur les différentes options existantes et leurs conséquences.) Mais, comme l'a signalé Ellerman (2003, p. 5), les droits d'émission sont implicites dans l'échange des crédits, tout comme ils le sont dans les permis environnementaux classiques.

Selon l'OCDE (2001, p. 38-39) : [traduction] « L'établissement d'un point de repère pour des niveaux acceptables d'émissions et la capacité de mesurer ou d'évaluer les émissions efficacement sont deux préalables à l'introduction d'une approche basée sur les crédits ». Si la mesure des crédits est souvent difficile, étant donné le besoin de définir un point de repère, dans les programmes d'échange concernant l'agriculture, elle l'est encore davantage. Comme nous l'avons vu précédemment, la mesure directe des effluents en provenance des activités agricoles peut être presque impossible.

Les conséquences de cet enjeu ne doivent pas être sous-estimées, car, comme on l'a vu dans la pratique, définir un mauvais point de repère pour une usine donnée causerait plus de pollution que celle qui existait au moment de l'introduction du programme (OCDE, 2001). Il en va de même, cependant, pour un plafond défini par des pratiques de longue date, qui peuvent être difficiles

à évaluer, comme l'a montré l'exemple du fumier aux Pays-Bas (Hubeek, 2005). De ce fait, on aurait probablement besoin de réviser le règlement pour s'assurer que l'on comprend clairement et de façon écologique comment générer des crédits pour réduire la pollution. Mais cela n'élimine pas la tâche ardue de mesurer les effets environnementaux des émissions.

Effets localisés nuisibles à l'environnement – Points chauds

En théorie, les approches reposant sur les mécanismes du marché présentent les avantages les plus nets lorsqu'il s'agit de polluants pour lesquels l'emplacement n'a pas d'importance ou dont le lieu d'émission ne peut être régi facilement par une politique (Harrington et Morgenstern, 2004). Par exemple, l'effet d'une livre de CO_2 émise dans l'atmosphère est presque le même, que la source soit à Québec ou à Victoria, à cause de la haute hétérogénéité de l'atmosphère terrestre et de la lenteur des effets du CO_2 sur l'environnement.

Mais tel n'est pas le cas pour la pollution de l'eau. Le moment et le lieu de rejet des effluents sont souvent importants dans la résolution de ce genre de problèmes. Par exemple, des « points chauds » apparaissent dans les Grands Lacs à mesure que les polluants se regroupent dans les enfoncements à cause des charges élevées et de la faible circulation de l'eau avec le reste du lac. Ce problème est particulièrement grave dans des endroits comme Hamilton, où la concentration des industries, de la population et donc de la pollution se situe surtout dans les baies abritées qui représentent de bons ports pour le transport des marchandises. Dans ce contexte, Stavins (2001) a soutenu qu'il était préférable d'opter pour *une intervention axée sur les concentrations ambiantes définies à l'échelle des bassins hydrographiques.* (Voir aussi Weersink *et al.*, 1998; Shortle et Horan, 2001.)

De façon plus générale, selon Tietenberg (2001), les droits d'émission donnent lieu à des préoccupations concernant les « points chauds »; ceux-ci sont causés par la quantité des émissions (qui sont souvent contrôlées par les droits d'émission) et le lieu et le moment où elles apparaissent (qui ne sont souvent pas contrôlés par des droits). Les droits d'émission augmentent le risque de points chauds pour deux raisons principales : les échanges peuvent créer des concentrations inacceptables près des sources qui ont acquis des droits d'émission au lieu d'appliquer d'autres mesures de contrôle, et les droits permettent aussi le transport des émissions sur de longues distances, augmentant ainsi les problèmes de dépôt ailleurs.

On constate que, dans les programmes d'échange, les dommages environnementaux associés au produit échangé ne sont généralement pas homogènes (Tietenberg et Johnstone, 2004). Par conséquent, dans la pratique, pour la plupart des programmes d'échange, on a dû chercher des moyens de pallier les différences géographiques des effets environnementaux. L'une des solutions est d'interdire les échanges dans les zones vulnérables. Une autre est de déterminer des ratios d'échange, sorte de taux qui tiendrait compte de l'emplacement des différentes sources de pollution. Les ratios d'échange sont courants dans l'élaboration de l'ECQE et nous expliquons plus loin comment on les utilise.

Il importe de noter l'absence de preuves suffisantes pour évaluer l'efficacité des différents moyens de lutte contre les problèmes liés aux différences géographiques des effets dus aux charges polluantes sur l'environnement (Tietenberg et Johnstone, 2004).

Mise en banque et emprunt

La bourse d'échange de CO_2 de l'Union européenne permet aux participants qui détiennent un surplus d'allocations (permis ou crédits) de les conserver pour un usage ultérieur (Agence européenne pour l'environnement, 2006). C'est ce qu'on appelle la « mise en banque ». Pour ce qui est de l'emprunt, les participants qui manquent d'allocations sont autorisés à les emprunter d'une année à venir. Ces méthodes sont employées pour donner plus de souplesse au système, par exemple lorsque le prix de ces allocations fluctue soudainement.

Tietenberg (2001) explique qu'une telle souplesse risque entre autres de modifier la tendance résultante des émissions en les regroupant dans le temps, ce qui pourrait causer des dommages plus localisés que ne pourrait tolérer le système. C'est une question similaire à celle des points chauds. Ainsi, la souplesse temporelle peut être permise lorsqu'on comprend bien l'effet du rejet de polluants à des moments et à des endroits différents au sein d'un bassin hydrographique.

Certains programmes d'ECQE, comme celui du système Kalamazoo du Michigan, permettent la mise en banque mais pas l'emprunt. Cette décision a surtout été prise pour favoriser la réduction hâtive de la pollution de l'eau dans le cadre d'un projet pilote que l'on mettait en œuvre à ce moment (Kerr et autres, 2000). Le Michigan a depuis adopté une politique étatique qui permet aux participants des programmes d'ECQE de conserver leurs droits jusqu'à cinq ans, tandis que la Virginie permet aussi la mise en banque mais seulement pour une année (Morgan et Wolverton, 2005). Toutefois, d'autres états interdisent la mise en banque.

Participation volontaire et participation obligatoire

La question de la participation volontaire à un programme d'échange est sensiblement liée à l'absence de plafond. Nous avons mentionné plus haut que l'éducation et la formation agro-environnementales ainsi que les programmes volontaires, de façon plus générale, ne peuvent à eux seuls conduire à des améliorations environnementales évidentes.

De nombreux programmes fondés sur une base de référence et sur des crédits sont volontaires. Bien que leur efficacité n'ait pas été évaluée, des signes nous laissent croire qu'ils n'offrent peut-être pas les avantages environnementaux escomptés (Schary, 28 septembre 2005). Cependant, ils ont parfois donné de bons résultats, comme dans le cas du programme PERT[6].

C'est valable pour les programmes d'ECQE dans la mesure où, en règle générale, la participation du secteur agricole s'effectue sur une base volontaire parce qu'elle n'est pas régie de la même façon que les autres sources de pollution, comme les stations municipales d'épuration des eaux usées. Ceci peut restreindre la réserve de crédits de réduction de la pollution de l'eau et, par conséquent, limiter le nombre d'échanges (King et Kuch, 2003; King, 2005a). Il est également possible que les secteurs réglementés réprouvent « l'exception agricole » et décident de rejeter le programme d'échange s'ils considèrent l'approche inéquitable.

Les programmes à participation obligatoire sont habituellement plus rentables puisque le taux de participation y est généralement plus élevé que dans les programmes volontaires. Les possibilités de gains étant liées à des structures de coût différentes entre les entreprises, un taux de participation moins élevé limitera le plus souvent ces différences. De plus, les frais de transaction (que nous étudierons ci-dessous) liés à l'opération des programmes à participation volontaire sont habituellement élevés (Schneider et Wagner, 2003, p. 15).

Besoins en matière de surveillance et d'information en vue d'assurer la conformité et le contrôle d'exécution du programme

La mise en œuvre d'un programme d'échange requiert trois types de données de surveillance (Rousseau, 2001, p. 14) : (a) des données sur l'état de l'environnement, (b) des données sur les transferts de droits de pollution (permis ou crédits) et la nature de ces droits afin d'en surveiller la conformité et, en lien avec le point précédent, (c) des données sur l'identité des titulaires de permis ou de crédits. Toujours selon Rousseau (2001), pour que le programme de permis négociables soit une réussite, il faut entre autres que les données soient accessibles aux utilisateurs admissibles (pour faciliter l'échange) et au public (pour favoriser le respect des règles). Cette information peut également faciliter la tâche des organismes d'exécution.

Les pénalités imposées en cas de non-conformité doivent être avalisées par des sanctions suffisamment convaincantes pour rendre l'échange plus attrayant que la non-conformité. En d'autres termes, une entité participante ne devrait pas pouvoir choisir de ne pas se conformer au programme pour des raisons d'économie.

Le *BDA Group* (2005, p. 85) affirme qu'une surveillance et une application insuffisantes peuvent entraîner l'échec des systèmes de compensation. (Voir aussi Rousseau, 2001, p. 14; Fang et Easter, 2003, p. 12.) Kerr et ses collègues (2000, p. 30), dans leur étude du programme d'échange de San Joaquin (Californie) visant à combattre la pollution par le sélénium, affirment qu'un système de surveillance étroite permet également aux participants d'obtenir une mise à jour régulière des progrès réalisés face au respect des charges requises, ce qui permet de modifier rapidement les pratiques de gestion.

Tietenberg et Johnstone (2004) ont noté que les permis négociables semblent avoir provoqué une demande de surveillance plus importante que les autres approches, de même que des coûts plus élevés. De façon plus générale, Kraemer et Banholzer (2003, p. 32) laissent entendre que le système de permis négociables constitue [traduction] « un instrument plus exigeant en termes d'application, de surveillance et de règlement des différends que les autres instruments économiques employés pour contrôler la pollution de l'eau ». En conséquence, comme l'expliquent Kerr et ses collègues (2000) en décrivant un programme pilote d'ECQE pour la rivière Kalamazoo (Michigan), les sources agricoles exploitées en vertu d'un programme fondé sur une base de référence et sur des crédits ont dû documenter leurs opérations et leurs pratiques de gestion en vigueur, calculer les charges de polluants de référence et quantifier les changements opérationnels et les pratiques de gestion qui permettent de réduire ces charges.

Les systèmes d'échange peuvent exiger plus de données, explique Ellerman (2003, pp. 4-5), puisque la conformité à une approche de réglementation traditionnelle consiste habituellement en l'application de pratiques exemplaires (comme l'installation et l'utilisation de certains équipements), l'adoption de certaines pratiques ou la restriction de certains

intrants. Tous ces procédés permettent de réduire la pollution sans nécessiter la surveillance des émissions. En revanche, les systèmes de permis négociables requièrent des mesures et une surveillance constantes des émissions réglementées. Il n'existe aucun autre moyen de déterminer la conformité en l'absence d'une approche orientée vers les pratiques exemplaires.

Harrington et ses collègues (2004) sont arrivés à une conclusion plus nuancée, du moins en ce qui a trait au besoin de surveillance, puisque leur étude sur la mise en œuvre d'une gamme d'IRMM et de règlements d'injonction et de contrôle d'exécution démontre que les deux approches peuvent en fait exiger un investissement substantiel en surveillance pour être efficaces.

Même avec une surveillance imparfaite, les systèmes de permis négociables peuvent présenter des avantages. Montero (2003) s'est servi de l'exemple du système d'échange de Santiago (Chili) pour contrôler les particules en suspension de sources fixes. Comme les sources étaient trop petites pour que des procédures sophistiquées de surveillance soient employées, les autorités n'ont pas conçu le programme en fonction des émissions réelles de la source mais plutôt en fonction d'une variable subrogative égale à la quantité maximale d'émissions d'une source exploitée sans interruption pendant une période donnée. Cette approche ressemble à celle des Pays-Bas, qui utilisent le contrôle de la production de fumier comme indicateur de libération des nutriments (Hubeek, 2005).

Frais d'administration

Bien qu'on proclame que, dans l'ensemble, l'utilisation d'IRMM est plus rentable que les approches d'injonction et de contrôle de l'exécution, les systèmes d'échange et d'autres réglementations basées sur le marché ne sont pas nécessairement moins chères à instaurer, à administrer et à appliquer (Oates et autres, 1989; OCDE, 2004; Harrington et autres, 2004; Ellerman 2004). Le *BDA Group* (2005, p. 48) nous rappelle que les mécanismes d'échange requièrent des efforts développementaux et administratifs significatifs et sont généralement institués lorsque les gains escomptés sont importants.

Comme nous l'avons vu dans la section précédente, les programmes d'échange ont besoin de beaucoup d'information. Bien que des changements technologiques puissent réduire les coûts associés à la surveillance et à l'application (Ellerman, 2003), ces coûts peuvent demeurer importants, plus particulièrement si l'infrastructure n'existe pas déjà.

Une considération importante soulevée par la mise en œuvre de tous les programmes d'échange touche le partage entre l'état et les participants des coûts associés aux programmes. Certains diront que les bénéfices privés obtenus grâce à la viabilité économique accrue découlant de la mise en œuvre de certains programmes (p. ex., la gestion des pêcheries – voir Tietenberg et Johnstone, 2004) sont de bonnes raisons d'augmenter la part des participants privés aux activités de surveillance et d'application. Toutefois, il est difficile de généraliser une telle perspective, particulièrement dans un secteur comme l'agriculture, dont la viabilité économique est souvent menacée.

L'OCDE (2004) constate également que l'administration des systèmes de permis négociables peut entraîner la modification de fonctions bureaucratiques. En effet, les administrateurs qui savent surveiller et appliquer la conformité remplacent les ingénieurs qui tentent d'identifier les bonnes stratégies de contrôle et de négocier des exemptions de permis.

Ces changements varient en fonction du type de système d'échange. Les programmes axés sur les crédits doivent souvent conserver une grande part de l'ancienne infrastructure administrative. De plus, une base de référence doit être déterminée, souvent dans chaque établissement. Les programmes requérant une approbation des échanges au cas par cas peuvent même faire face à des frais d'administration plus élevés puisque chaque transaction suppose un fardeau administratif pour les autorités réglementaires.

Au sein des programmes d'ECQE des États-Unis, les frais élevés d'administration sont associés à des frais élevés de surveillance, à l'étude élaborée des demandes d'échange, à la surveillance de la mise en œuvre de source diffuse des pratiques exemplaires de gestion (PEG) approuvées et à des frais d'inspection (Morgan et Wolverton, 2005).

Frais de transaction

Dans son article fondamental, Stavins (1995) explique que les frais de transaction sont ubiquistes au sein d'un marché. Ils peuvent découler du transfert de n'importe quel droit de propriété puisque les parties à l'échange doivent au moins se trouver mutuellement et échanger l'information. Tietenberg (2001), de même que Woodward et ses collègues (2002), ont énuméré trois sources possibles de frais de transaction dans un système d'échange de droits de pollution : la recherche et l'information, la négociation et la décision et enfin, la surveillance et l'application (notamment l'estimation de la réduction

des charges et le développement des ratios d'échange) (*BDA Group*, 2005, p. 71). On remarque que le troisième élément donne lieu à des frais de transaction, allant jusqu'à introduire une certaine dose d'incertitude dans la réalisation des échanges, ainsi qu'à des frais d'administration (Hahn et Hester, 1989, p. 379).

Selon la façon dont ils sont abordés, les frais de transaction peuvent prendre deux formes : un intrant des ressources (notamment le temps) d'un acheteur ou d'un vendeur ou une marge entre le prix d'achat et le prix de vente d'un produit dans un marché donné. En conséquence, les frais de transaction font augmenter le coût total du contrôle de la pollution de façon indirecte (en réduisant le volume total d'échanges) et directe (en s'ajoutant aux frais totaux de contrôle) (Stavins, 2001). Ces effets peuvent toutefois être estompés dans les marchés comportant un grand nombre de participants.

Pour réduire les frais de transaction, il faudrait concevoir des programmes qui assurent la disponibilité de l'information requise, notamment en réduisant l'incertitude réglementaire et en évitant les obstacles réglementaires (ce qui est possible dans un système fondé sur la pré-approbation des échanges), en permettant les services de courtage et même en permettant la création de marchés à terme, si possible. L'une des options dont dispose le gouvernement pour réduire les frais de transaction consiste à jouer le rôle de courtier, ce qui pourrait supposer de donner de l'information sur les acheteurs et les vendeurs potentiels et d'aider les sources à s'identifier mutuellement. Cette option entraîne cependant des frais d'administration. De plus, un registre d'échange des émissions ouvrirait les portes d'un marché en facilitant l'accès aux occasions de réduction des émissions (en réduisant les frais de transaction associés à l'élément « recherche et information »).

L'une des principales leçons tirées de l'expérience dicte d'élaborer des procédés administratifs aussi simples que possible et de donner à tout partenaire potentiel les moyens de transmettre efficacement l'information pertinente au marché (Tietenberg, 2001).

Structure du marché

La notion de structure du marché fait référence aux procédés adoptés pour obtenir et échanger des droits. Ces structures varient selon la durée pendant laquelle l'information sur le bien est publiquement visible, que les relations entourant la transaction soient discrètes (prenant fin une fois le contrat exécuté) ou relationnelles (persistant avec le temps) (Woodward et autres, 2002). En général, les structures de marché évoluent avec le temps, réagissant à toute nouvelle information sur le marché, les frais de transaction, les restrictions légales, l'évolution des normes et la taille du marché. Woodward et ses collègues (2002) ont identifié diverses structures de marché possibles et décrit la façon dont elles se rapportent à l'ECQE.

- Les **marchés d'échange** ne peuvent se développer que lorsqu'une unité du bien d'un vendeur est jugée équivalente à celle de toute autre source. Dans ce type de marché, les frais initiaux engagés pour établir l'infrastructure de communication et pour appliquer les échanges sont plus élevés mais diminuent à mesure que la technologie de l'information progresse.
- Les **négociations bilatérales**, utilisées par exemple pour la vente de voitures d'occasion. La force de cette structure repose dans son aptitude à composer avec des biens non uniformes qui ne pourraient faire l'objet d'un échange. Cette structure est la plus utilisée pour l'ECQE aux États-Unis, particulièrement dans les systèmes qui visent des sources diffuses (Morgan et Wolverton, 2005). Les crédits fondés sur les émissions prévues sont spécifiques à une source diffuse donnée et aux pratiques de gestion employées pour enrayer la pollution.
- Les **chambres de compensation** sont, dans le cadre de l'ECQE, des entités autorisées par l'organisme gouvernemental responsable à payer pour des réductions de la pollution pour ensuite vendre des crédits aux sources ayant besoin de dépasser les charges qui leur ont été allouées. Cette approche diffère du courtage dans un marché bilatéral du fait qu'elle élimine tout lien contractuel ou réglementaire entre les vendeurs et les acheteurs. La chambre de compensation doit être autorisée par la loi; elle doit avoir le pouvoir de payer pour des réductions de la pollution, de libeller les crédits en fonction des réductions obtenues et de revendre ces crédits aux acheteurs intéressés. Cette approche a été privilégiée dans le projet pilote de l'Ontario, où ce rôle est tenu par un organisme quasi-public basé sur le bassin hydrographique, appelé Conservation de la Nation Sud[8]. Selon Morgan et Wolverton (2005, p. 14), une chambre de compensation est plus efficace lorsque les impacts d'un rejet polluant sont suffisamment semblables pour permettre le transfert de droits parmi un grand nombre d'acheteurs et de vendeurs du bassin hydrographique.

La banque de mesures d'atténuation des terres humides a bénéficié des services qu'offrent ces centres d'information, notamment (dans le cas de l'ECQE) : agrégat des crédits de gros acheteurs, vérification du rendement des crédits et actualisation des crédits en fonction de l'emplacement, du rendement ou de l'incertitude (Hall, 2005). Les chambres de compensation jouent également un autre rôle important d'intermédiaire entre les agriculteurs et les municipalités, qui ne sont pas toujours naturellement enclins à travailler ensemble (voir ci-dessous, de même qu'au chapitre 8 pour en savoir davantage sur ces relations difficiles).

Responsabilité

La responsabilité est une notion importante pour les programmes d'échange. Qui est responsable lorsqu'un acheteur de crédits utilise ceux-ci à des fins de conformité et qu'un organisme de réglementation remet ces crédits en question? La façon dont l'acheteur détermine la qualité (acceptable pour un organisme de réglementation) des crédits qu'il achète est liée à cette notion. Dans un système imputant la responsabilité au vendeur, le contrat est discret et ne crée au fil du temps aucune obligation de surveillance de la conformité. Les frais de transaction s'en trouvent réduits (Woodward et autres, 2002). Quand la responsabilité est attribuée à l'acheteur, ce dernier est invité à surveiller les opérations, ce qui peut réduire les frais gouvernementaux d'administration et augmenter la probabilité de voir les réductions nécessaires de la pollution se réaliser. Cette façon de faire permet habituellement d'augmenter l'efficacité environnementale.

Aux États-Unis, l'approche d'ECQE la plus courante impute la responsabilité des échanges à l'acheteur (Morgan et Wolverton, 2005).

Rôle des parties intéressées

En regardant de plus près les programmes d'ECQE du monde entier, on remarque qu'ils font habituellement participer à un certain degré le public et des parties intéressées. Cet aspect du programme d'échange n'a toutefois pas été analysé en profondeur. L'acceptation d'un programme d'échange par ses principaux négociants potentiels et par des groupes d'intérêts publics peut faire « passer ou casser » la mise en œuvre d'un programme. Comme l'ont souligné Rivers et Nielsen (1999) dans leur étude du projet pilote PERT en Ontario, l'objectif suprême de ce projet consistait à trouver l'équilibre entre les intérêts des différents intéressés afin d'élaborer un programme exploitable et efficace d'échange de droits d'émissions.

Amener les intéressés à collaborer au développement d'un programme comme l'échange peut constituer l'objectif principal – et le résultat principal – du programme. Cela signifie qu'on ne peut supposer une telle collaboration, comme c'est souvent le cas dans les programmes d'ECQE.

Résumé

Pour résumer les leçons que nous venons d'apprendre, nous pouvons poser que l'échange exige de :

- **définir l'objectif environnemental** d'un plan d'eau donné (pouvant faire partie d'un bassin hydrographique) examiné dans son ensemble. Par conséquent, avant de songer à tout échange, on doit s'assurer de bien comprendre le plan d'eau et l'effet du paramètre contrôlé dans diverses sections de ce plan d'eau;
- **définir le produit** de façon claire. Dans l'exemple d'échange entre une municipalité et des agriculteurs, le produit peut prendre la forme de réductions de la quantité totale de phosphore rejeté. Il faut trouver des moyens d'assurer l'équivalence écologique du produit dans différentes sections du bassin hydrographique. Par exemple, le fait de réduire le rejet de phosphore de 5 kg en amont peut avoir sur l'environnement un effet similaire au retrait de 20 kg en aval;
- **parer les points chauds**. Comme nous le verrons ci-dessous, les ratios d'échange permettent d'atteindre cet objectif;
- considérer et, au besoin, **rajuster la structure réglementaire** au sein de laquelle le système d'échange serait exploité;

- **vérifier que la structure administrative** en place est adaptée à la mise en œuvre d'un programme d'échange;
- **définir un mécanisme et des règles d'échange appropriés** faisant en sorte que les échanges permettent réellement de réduire les frais d'administration privés et publics, de même que les frais de transaction. La question de responsabilité doit également être résolue;
- **prévoir des mesures incitatives appropriées** qui stimuleront l'échange chez les agents. À part les différences dans les coûts, la réglementation constitue souvent un incitatif essentiel (les objectifs environnementaux ayant force exécutoire sont définis). Il n'est peut-être pas nécessaire de réglementer tous les acheteurs et les vendeurs potentiels. Cet aspect peut être l'une des questions cruciales à débattre pendant le développement d'un système d'échange touchant les sources diffuses, comme les entreprises agricoles;
- **faire participer tous les intéressés pertinents et favoriser la coopération** entre eux. Différentes approches peuvent être utilisées à cette fin, mais cela prendra probablement du temps;
- **mesurer les résultats** des gestes posés. Les effets d'un programme d'ECQE peuvent être difficiles à mesurer à court terme. C'est une réalité intrinsèque des sources diffuses de pollution. Malgré cela, un système de surveillance est nécessaire pour veiller à ce que le programme atteigne ses objectifs. Il faut également bien connaître les effets des pratiques exemplaires de gestion (PEG) et évaluer leur applicabilité dans un bassin hydrographique donné.

On remarque que les systèmes de compensation environnementale réunissent nombre de problèmes et d'incertitudes associés à l'échange, notamment les répercussions administratives et les coûts connexes. Le *BDA Group* (2005) indique qu'un programme d'ECQE comportant des sources agricoles est l'un des systèmes d'échange les plus difficiles à implanter. Il donne également à penser qu'il serait plus opportuniste de se familiariser avec l'échange de nutriments de source ponctuelle avant d'inclure dans le système les sources diffuses de pollution.

Pour débuter l'étude de faisabilité de l'ECQE en contexte canadien, nous poursuivons la structure que nous avons sélectionnée pour ce programme de recherche, faisant ressortir les solutions employées dans certains cas pour répondre à quelques-unes des questions soulevées jusqu'à présent : un premier atelier tenu en mai 2005 a permis d'examiner les aspects biogéophysiques de l'ECQE; une recherche commandée a étudié le contexte réglementaire et politique; et un deuxième atelier tenu en septembre 2005 a permis de d'étudier les considérations liées à la conception du programme.

Le chapitre 5 se concentre sur les considérations biogéochimiques de l'échange, alors que le chapitre 6 traite de questions réglementaires. Nous avons isolé des éléments de conception d'un programme d'échange la partie concernant la participation des intéressés. Ces questions seront examinées aux chapitres 7 et 8 respectivement, dans lesquels nous ne chercherons pas tant à évaluer la faisabilité des programmes d'échange qu'à présenter les options possibles qui permettraient de répondre aux questions touchant leur conception.

5. Considérations biogéochimiques de l'échange de crédits de qualité de l'eau dans le contexte canadien

Ce chapitre étudie des programmes d'ECQE semblables à ceux qui ont été mis en œuvre aux États-Unis, en Australie et en Ontario. Nous n'avons pas tenu compte des considérations biogéochimiques des systèmes d'échange axés sur les intrants, comme celui qu'ont développé les Pays-Bas. Comme nous l'avons déjà mentionné, c'est la relative simplicité des activités de surveillance et d'application qui a incité les Pays-Bas à choisir l'échange de fumier pour contrôler la pollution par les nutriments. Les besoins en connaissances pour ce type de programme, comparativement aux autres programmes d'ECQE, sont vraisemblablement différents au stade de création du produit (le polluant qui sera échangé) mais sont probablement tout aussi importants au moment d'évaluer son efficacité environnementale[7].

Ceci étant dit, pour concevoir un programme d'ECQE, il faut comprendre suffisamment le polluant visé et le bassin hydrographique qu'il altère. Les sources du polluant, son comportement (devenir et transport), la façon dont il peut être réduit et l'ampleur de sa réduction sont d'un intérêt particulier.

Ces connaissances scientifiques sont importantes mais l'application de méthodes de gestion de la pollution à l'environnement naturel comportera toujours une part d'incertitude. Les ratios d'échange peuvent servir à composer avec divers éléments d'incertitude scientifique et les aspects régionaux des marchés de la pollution. Un ratio d'échange approprié peut garantir que les objectifs environnementaux seront atteints avec un niveau de confiance acceptable.

Sources de pollution et partenaires d'échange éventuels

Un système d'échange de crédits de qualité de l'eau ne conviendrait qu'aux polluants pour lesquels il est possible de créer un marché (offre et demande) de crédits de pollution au sein du bassin hydrographique atteint. Pour les principaux polluants agricoles (phosphore, azote et sédiments), plusieurs partenaires d'échange peuvent être envisagés mais on ne peut en dire autant des bactéries et des pesticides.

Comme le phosphore, l'azote et les sédiments peuvent pénétrer une voie d'eau depuis plusieurs sources différentes, nombreux sont les partenaires avec lesquels les producteurs agricoles pourraient échanger des crédits. Les sources qui sont appelées à être réglementées et surveillées, dont les réseaux d'assainissement et les installations industrielles, sont des partenaires potentiels particulièrement intéressants. De plus, presque tous les types d'activités agricoles peuvent entraîner une charge de nutriments, étant donné que la plupart font appel à des fertilisants, au fumier ou aux deux. Par conséquent, un risque répandu de pollution des eaux souterraines et de surface par les nutriments touche les régions agricoles du Canada. En raison de l'érosion du sol, la décharge de sédiments dans une voie d'eau constitue également un problème courant dans les régions agricoles. L'ubiquité des sources de nutriments et de sédiments, qu'elles soient agricoles ou non, en fait de bonnes candidates pour l'ECQE.

Les bactéries peuvent être associées aux installations sanitaires et aux sources d'eaux pluviales urbaines qui ne sont pas souvent mesurées, et dont la composition des effluents et le volume des rejets peuvent s'avérer imprévisibles. Les pesticides sont fréquemment utilisés mais le type employé varie selon le système (p. ex., résidentiel, forestier ou agricole) et le parasite (p. ex., champignons, mauvaises herbes ou insectes) traités. Au sein d'un bassin hydrographique donné, l'utilisation de pesticides peut être assez variée et les occasions d'échange, minimales, à moins de disposer de données scientifiques suffisantes sur les polluants et leur comportement qui permettraient d'établir un système d'échange interpolluants visant divers types de pesticides. Pour ces raisons, l'implantation d'un programme d'ECQE peut être plus difficile s'il vise ces polluants au lieu des nutriments et des sédiments[8].

D'autres pays, comme l'Australie, ont des systèmes d'échange de crédits de salinité mais les sels et les éléments-traces ne constituent pas une grande inquiétude au Canada. Les produits chimiques perturbateurs du système endocrinien (PSE) sont le plus souvent émis par plusieurs sources agricoles ou non agricoles mais nous détenons peu d'information à ce sujet, étant donné qu'ils ne sont habituellement pas mesurés et que nous ne faisons que commencer à étudier leur impact sur l'écologie et la santé humaine.

Tableau 3 – Principaux polluants agricoles, éventuels partenaires d'échange et principales considérations scientifiques

Polluants agricoles	Éventuels partenaires d'échange						Considérations scientifiques	
	Eaux usées municipales	Industrie	Installations sanitaires	Foresterie	Opérations minières	Écoulement d'eaux pluviales urbaines	Comportement connu	Réductions quantifiables de SD
Phosphore	X	X	X			X	X	X
Azote	X	X	X			X	X	X
Sédiments	X	X		X	X	X	X	X
Bactéries			X			X	*	
Pesticides				X		X	*	
Éléments-traces					X			
Sels**		X			X	X	X	X

Remarques :

* Dépend du type de bactérie ou de pesticide.

** Ne pose normalement aucun problème au Canada.

Source : Morin (2005).

Devenir et transport des polluants – Détermination de la charge critique

Le devenir et le transport d'un contaminant en milieu naturel sont d'importants facteurs dans la détermination de la charge critique, laquelle est nécessaire pour concevoir un programme d'ECQE. Le comportement d'un polluant peut être simulé à l'aide de modèles scientifiques. Pour ce faire, il faut connaître les caractéristiques du polluant et du bassin hydrographique. Il faut connaître d'un polluant la façon dont il se répartit chimiquement dans les différents média (eau, air et sol) et les conditions qui permettent sa répartition (p. ex., la température, le pH et l'oxygène). Les données à recueillir sur le bassin hydrographique toucheront l'interaction de l'eau sous terre et en surface, l'hydrologie (recharge et écoulement), la topographie et les types de sols. Toute information sur la biote sera également importante pour évaluer la fixation biologique des polluants et le risque biologique qu'ils posent.

Nous comprenons bien le cycle nutritif du phosphore et de l'azote (notamment leurs formes chimiques et leurs transformations au sein de l'environnement), ce qui nous permet de prédire le comportement des nutriments si nous connaissons aussi le bassin hydrographique. Des complications peuvent toutefois survenir quand les polluants sont aéroportés (ce qui peut être un problème dans le cas de l'azote) et quand il faut choisir la forme de nutriment à gérer ou à échanger.

Contrairement à celui de bien des polluants, le comportement des sédiments dépend presque entièrement de l'écoulement de l'eau et des propriétés physiques (taille des particules) qui détermineront si les particules se déposent ou demeurent en suspension. Les scientifiques ont une connaissance limitée d'un certain nombre de pathogènes et de nouveaux polluants. Si ces polluants posent un problème grandissant (p. ex., bactéries antibio-résistantes ou PSE), un fort sentiment d'urgence pourrait nous forcer à mieux les comprendre jusqu'au point de rendre l'ECQE viable pour eux aussi.

Tableau 3 – Principaux polluants agricoles, éventuels partenaires d'échange et principales considérations scientifiques

Polluants agricoles	Éventuels partenaires d'échange						Considérations scientifiques	
	Eaux usées municipales	Industrie	Installations sanitaires	Foresterie	Opérations minières	Écoulement d'eaux pluviales urbaines	Comportement connu	Réductions quantifiables de SD
Phosphore	X	X	X			X	X	X
Azote	X	X	X			X	X	X
Sédiments	X	X		X	X	X	X	X
Bactéries			X			X	*	
Pesticides				X		X	*	
Éléments-traces					X			
Sels**		X			X	X	X	X

Remarques :

* Dépend du type de bactérie ou de pesticide.

** Ne pose normalement aucun problème au Canada.

Source : Morin (2005).

Devenir et transport des polluants – Détermination de la charge critique

Le devenir et le transport d'un contaminant en milieu naturel sont d'importants facteurs dans la détermination de la charge critique, laquelle est nécessaire pour concevoir un programme d'ECQE. Le comportement d'un polluant peut être simulé à l'aide de modèles scientifiques. Pour ce faire, il faut connaître les caractéristiques du polluant et du bassin hydrographique. Il faut connaître d'un polluant la façon dont il se répartit chimiquement dans les différents média (eau, air et sol) et les conditions qui permettent sa répartition (p. ex., la température, le pH et l'oxygène). Les données à recueillir sur le bassin hydrographique toucheront l'interaction de l'eau sous terre et en surface, l'hydrologie (recharge et écoulement), la topographie et les types de sols. Toute information sur la biote sera également importante pour évaluer la fixation biologique des polluants et le risque biologique qu'ils posent.

Nous comprenons bien le cycle nutritif du phosphore et de l'azote (notamment leurs formes chimiques et leurs transformations au sein de l'environnement), ce qui nous permet de prédire le comportement des nutriments si nous connaissons aussi le bassin hydrographique. Des complications peuvent toutefois survenir quand les polluants sont aéroportés (ce qui peut être un problème dans le cas de l'azote) et quand il faut choisir la forme de nutriment à gérer ou à échanger.

Contrairement à celui de bien des polluants, le comportement des sédiments dépend presque entièrement de l'écoulement de l'eau et des propriétés physiques (taille des particules) qui détermineront si les particules se déposent ou demeurent en suspension. Les scientifiques ont une connaissance limitée d'un certain nombre de pathogènes et de nouveaux polluants. Si ces polluants posent un problème grandissant (p. ex., bactéries antibio-résistantes ou PSE), un fort sentiment d'urgence pourrait nous forcer à mieux les comprendre jusqu'au point de rendre l'ECQE viable pour eux aussi.

Pratiques exemplaires de gestion

Dans le cas de l'azote, du phosphore et des sédiments, l'aptitude à réduire les charges polluantes grâce à des PEG et à d'autres technologies de réduction de la pollution est une composante importante de tout mécanisme d'ECQE, car elle crée une réserve de crédits de pollution lorsque les réductions peuvent être quantifiées à un degré de certitude acceptable. Cette quantification est importante, puisque la gamme probable des réductions de pollution réussies grâce à l'application d'une pratique exemplaire dans une ferme donnée sera convertie en crédits pouvant être échangés.

Il n'est pas pratique de mesurer directement les changements dans la quantité de polluants rejetés de la plupart de fermes. Le niveau de réduction de la pollution obtenu grâce à une PEG sera plutôt calculé à l'aide de méthodes tirées de la recherche scientifique. Ces méthodes sont fondées sur les caractéristiques des polluants et requerront souvent des données biogéochimiques sur le site, au sein du bassin hydrographique, puisque le succès d'une pratique donnée peut varier en fonction du système d'exploitation (p. ex., travail du sol, culture) et des caractéristiques de l'emplacement (p. ex., sol, pente, intensité de la pluie) où la pratique est appliquée.

Une vaste gamme de PEG agricoles employées pour gérer la perte de sédiments et de nutriments incluent des méthodes d'estimation de la réduction de la pollution. D'autres polluants agricoles peuvent donc être réduits à l'aide de pratiques exemplaires conçues pour gérer les nutriments ou les sédiments. À titre d'exemple, les méthodes de réduction de l'écoulement direct et de l'érosion du sol permettent de réduire la quantité de tout polluant hydrosoluble ou lié aux sédiments, dont certains pesticides et pathogènes. Ces effets secondaires positifs ne pourraient produire d'autres crédits de pollution que si ces réductions étaient quantifiables.

Ratios d'échange et incertitudes scientifiques

La plupart des programmes d'ECQE visant à réduire la charge en phosphore aux États-Unis ont établi des ratios d'échange d'une valeur de 1 pour 2 (ci-après noté 1:2). C'est-à-dire que, par exemple, pour compenser le rejet d'une unité de phosphore provenant d'un système de traitement des eaux usées municipal, une municipalité doit se procurer deux unités provenant de sources agricoles. Dans le cas du système en vigueur dans le bassin de la rivière de la Nation Sud, en Ontario, ce ratio est de 1:4.

Les prévisions du comportement d'un polluant dans l'environnement naturel seront toujours entachées d'incertitude. Pour ce qui est de l'application de l'ECQE à la gestion des sources agricoles de pollution, cette incertitude peut gêner le calcul de l'efficacité d'une PEG à réduire la quantité de polluant qui pénètre dans une voie d'eau. Même si les formules généralement employées pour calculer les réductions de pollution se fondent sur des études scientifiques, l'effet de la variabilité naturelle se fera toujours sentir dans des circonstances physiques particulières. En général, notre savoir scientifique nous permet de définir un intervalle probable de réduction de la pollution plutôt qu'une valeur précise. Un ratio d'échange approprié rend compte de l'intervalle de valeurs. De même, les modélisations du comportement d'un polluant dans un bassin hydrographique ne donnent jamais une représentation exacte de la réalité mais on peut recourir à une analyse de sensibilité (par exemple) pour prédire une gamme de résultats probables.

Il est à remarquer que plus le ratio d'échange est élevé, plus la dépense sera élevée pour l'acheteur des crédits de réduction de la pollution. Ce facteur met en relief l'importance de la science, car la réduction d'incertitudes scientifiques autorise des taux d'échange plus bas.

Ratios d'échange, hétérogénéité des bassins hydrographiques et emplacement des partenaires d'échange

Tous les bassins hydrographiques présentent une certaine hétérogénéité dans leurs caractéristiques biogéochimiques (p. ex., végétation, type de sol, débit) ce qui a un effet sur la façon dont un polluant se comporte à un endroit donné. Ainsi, un polluant rejeté à l'embouchure d'une rivière se dilue plus rapidement qu'un autre rejeté à la source d'un cours d'eau qui est susceptible d'altérer la qualité de l'eau en aval. Par conséquent, l'emplacement des partenaires d'échange joue sur l'impact environnemental de PEG qui sont par ailleurs semblables.

Armés de notions de la dynamique des bassins hydrographiques et des polluants, nous pouvons employer les ratios d'échange pour assurer l'équivalence écologique des échanges de crédits en tenant compte de l'influence de l'emplacement des propriétaires fonciers (p. ex., en amont, en aval, topographie, proximité de la voie d'eau). Par exemple, aux États-Unis, le système d'échange de la basse rivière Boise propose des ratios déterminés par l'emplacement qui sont établis d'après un point

de référence géographique normalisé pour empêcher les impacts localisés (ou « points chauds ») et pour rendre compte de l'équivalence obtenue en matière de qualité de l'eau par les réductions opérées à divers emplacements dans le bassin hydrographique.

Les ratios d'échange sont aussi ajustés selon qu'une source se trouve sur un affluent plutôt que sur la rivière Boise elle-même, ainsi qu'en fonction de la distance de la source à l'eau, puisque ces facteurs influent sur l'impact des réductions (Schary et Fischer-Vanden, 2004). Il est aussi possible d'intégrer des zones d'échange pour restreindre la direction des échanges dans des zones prédéfinies d'un réseau fluvial (Tietenberg, 2001). Cependant, l'intégration de restrictions risque de rendre les échanges moins efficaces.

Ratios d'échange et échanges interpolluants

Pour ce qui est des échanges interpolluants (ECQE qui met en jeu plusieurs types de polluants), les ratios d'échange pourraient servir à tenir compte de l'impact des divers polluants sur la qualité de l'eau ou sur l'intégrité écologique. Par exemple, le phosphore et l'azote ont des impacts différents sur la demande biochimique d'oxygène (DBO), qui est un indicateur de l'intégrité écologique. Cette différence entre polluants a été prise en compte par une méthode d'échange particulière dans le bassin de la rivière Minnesota, où une mesure de la DBO constitue le produit négociable plutôt que les polluants qui altèrent la DBO. Les taux de conversion ont été fixés à 1:8 pour le phosphore (c.-à-d. que pour chaque unité de réduction de la charge de phosphore, huit unités de DBO seraient créditées) et à 1:4 pour l'azote (Fang et Easter, 2003). D'après ces conversions établissant l'équivalence écologique, telle que mesurée par l'effet sur la DBO, on a pu déterminer le ratio d'échange approprié afin de permettre les opérations interpolluants.

Résumé

Il faut tenir compte d'un certain nombre de facteurs biophysiques et géochimiques pour concevoir un programme d'ECQE. Voici une liste des facteurs liés à la science qui peuvent favoriser l'ECQE comme moyen de gestion de la pollution :

- Existence d'un problème de pollution clairement documenté (p. ex., manifestation d'effets écologiques, violation des normes relatives à la qualité de l'eau);
- PEG ou technologies de réduction de la pollution bien élaborées et capacité de quantifier les réductions de la pollution (ce qui sous-entend une compréhension du polluant et des conditions biogéochimiques du bassin hydrographique dans lequel les PEG son appliquées);
- Données chronologiques de surveillance au sein du bassin hydrographique touché (données hydrologiques, qualité de l'eau et date de décharge des polluants de source ponctuelle);
- Notions fondamentales sur la dynamique des bassins hydrographiques et du comportement des polluants pour déterminer la charge critique et les ratios d'échange;
- une compréhension poussée de la dynamique des bassins hydrographiques visés et du comportement des polluants pour déterminer la charge critique et les ratios d'échange. Ces derniers sont un outil crucial visant à définir avec précision ce qui va être échangé et sa contribution au problème environnemental à résoudre.

6. L'ÉCHANGE DE CRÉDITS DE QUALITÉ DE L'EAU ET LA RÉGLEMENTATION CANADIENNE

Nous avons vu au chapitre 4 que l'échange de droits de pollution est étroitement lié aux systèmes législatifs et réglementaires en place. Le présent chapitre a pour principal objectif d'évaluer la capacité du système canadien actuel à intégrer un tel outil. L'analyse porte sur la réglementation mais tient aussi compte des cadres de politique pertinents de chaque région. Plus particulièrement, nous voulons comprendre comment ces systèmes gênent ou soutiennent le développement des programmes d'ECQE. Nous avons limité l'analyse aux eaux de surface, étant donné que la législation traite souvent les eaux souterraines de façon distincte et que nous avons encore peu d'information sur les eaux souterraines en général et, plus particulièrement, sur leur contamination.

Cette analyse est basée sur les résultats de deux études réalisées dans le cadre de ce projet (par les sociétés ÉcoRessources Consultants et Tri-Star Environmental Consulting), publiés sous forme de documents de travail du PRP et cités respectivement comme « Sauvé (2006) » et « Swain (2006) ». Une fois réunies, ces deux études présentent :

- un examen des systèmes d'ECQE implantés aux États-Unis et en Australie ainsi que de l'approche des Pays-Bas, avec un accent sur leur contexte réglementaire et sur les cadres de politiques connexes afin d'établir d'éventuels modèles d'échange applicables aux bassins hydrographiques. Ces modèles sont conçus pour faire ressortir les conditions qui rendent l'ECQE possible dans la pratique; et
- un examen des réglementations provinciales et fédérale concernant la pollution de l'eau au Canada (territoires exclus) pour évaluer leur compatibilité en ce qui a trait à certaines de ces conditions.

D'un point de vue juridique, Woodward et ses collègues (2002) suggèrent que les principaux enjeux sont l'autorisation, la surveillance ou déclaration et la mise en application. En ce qui a trait à l'autorisation, les auteurs avancent qu'un programme d'échange doit être conforme au mandat de fond et de procédure de toute législation applicable. Aux États-Unis, par exemple, l'ECQE n'est pas explicitement interdit mais pas explicitement autorisé non plus, même si de récentes déclarations de principes fédérales et des états ont clarifié les liens avec les régimes de réglementation. Dans ce pays, le défi des programmes d'ECQE consiste donc à autoriser l'échange sans enfreindre la réglementation en vigueur.

En matière de surveillance et de déclaration, le problème est qu'une opération ne peut être exécutée que si les exigences juridiques touchant le transfert de droits ou d'obligations sont satisfaites. Comme nous l'avons vu au chapitre 4, il est difficile de satisfaire ces prescriptions en présence de sources non ponctuelles. La mise en application pose également problème puisque la conformité est nécessaire pour assurer l'atteinte des objectifs environnementaux et l'efficacité du marché. Ceci dépend de la question de responsabilité, également abordée au chapitre 4.

Hatton Macdonald et ses collègues (2004, p. 33) suggèrent que dans les cas des programmes d'échange de permis et de régimes de compensation, un catalyseur réglementaire est nécessaire pour obliger les participants (ou certains d'entre eux, lorsque les sources non ponctuelles ne sont pas réglementées) à faire des échanges.

> [Traduction] Les IRMM basés sur la quantité ne sont viables que si un plafond ou une norme restreignant les émissions est mis en place. Les permis négociables exigent un type très précis de droit de propriété qui est habituellement associé à l'utilisation de l'eau ou aux rejets dans l'air ou dans l'eau – une norme de rendement qui attribue à chaque individu une quantité spécifique applicable à l'utilisation ou au rejet et qui permet d'échanger le droit d'utilisation ou de rejet. En revanche, les compensations peuvent être mises en œuvre avec une gamme de normes, de restrictions développementales ou d'autres règles qui limitent les activités ayant des effets néfastes sur l'environnement. Essentiellement, une fois la norme établie, les compensations peuvent servir à assouplir cette norme dans un site donné si une amélioration environnementale est apportée ailleurs.

Il existe toutefois plusieurs types de règlements, comme l'indique le chapitre 4. Lesquels ont été appliqués aux échanges visant des sources agricoles, et pourquoi? Comment les autres questions juridiques présentées ci-dessus (surveillance, déclaration, etc.) ont-elles été réglées? Ces solutions (ou d'autres solutions) sont-elles applicables au Canada? Nous étudions ci-dessous quelques possibilités de réponses à ces questions en nous basant sur les travaux de Sauvé (2006) et de Swain (2006). L'ouvrage de Sauvé (2006) donne plus de détails sur les contextes précis dans lesquels les expériences d'échange sont introduites.

Exigences réglementaires autorisant l'ECQE

L'examen du contexte réglementaire et politique dans lequel les systèmes d'échange qui contrent la pollution de l'eau par l'agriculture se sont développés dans le monde a soulevé les questions qui suivent (et leurs réponses) visant à évaluer leur compatibilité avec la réglementation canadienne, au niveau provincial ou fédéral. (Dans ce qui suit, un système de permis négociables inclut l'approche de compensations [Sauvé, 2006, p. 25 et Swain, 2006, pour la question 8].)

1. **La législation comporte-t-elle des dispositions permettant l'utilisation de systèmes de permis négociables?**

La législation de quatre ou cinq provinces (l'Alberta, la Nouvelle-Écosse, l'Ontario, le Québec et peut-être le Manitoba) a des dispositions appuyant l'élaboration d'un système de permis négociables[9]. Cependant, les autres provinces disposent de moyens, par le biais des conseils consultatifs en place, de prendre en considération l'élaboration de systèmes d'échange et de faire des recommandations à cet effet au ministre responsable (Swain, 2006).

Le gouvernement du Canada serait en mesure de mettre sur pied des programmes d'ECQE pour les eaux côtières, les eaux d'estuaires et, en collaboration avec les provinces, les eaux jugées importantes à l'échelle nationale.

2. **Des politiques, des programmes, des règlements ou autres documents ont-ils été créés pour permettre le développement et l'utilisation de systèmes de permis négociables?**

Deux provinces (l'Alberta et l'Ontario) ont adopté des règlements sur le développement de systèmes d'échange pour contrer la pollution de l'air, qui pourraient être adaptés à l'ECQE. Au Manitoba, le ministre est en mesure d'élaborer un règlement permettant de mettre sur le marché des unités d'émissions admissibles visant des polluants spécifiques. Un règlement de l'Ontario a permis de créer un registre, appelé « Registre ontarien des droits d'émission », qui régit le système d'échange et un code d'échange complémentaire.

3. **Des dispositions légales demandent-elles aux émetteurs de surveiller leurs rejets dans l'environnement et de les déclarer aux autorités publiques?**

Toutes les provinces se sont dotées de dispositions visant la mesure et la déclaration des rejets dans les plans d'eau, et régissent la question. Certaines provinces exigent la surveillance et la déclaration de cette information des secteurs industriels réglementés (le secteur des pâtes et papiers, par exemple). Cependant, seules deux d'entre elles (l'Alberta et l'Ontario) ont adopté des règlements spécifiques sur la surveillance et la déclaration.

4. **Des documents juridiques, réglementaires, politiques ou autres ont-ils trait à la capacité de déterminer les critères ou les objectifs de qualité de l'eau ou la capacité du sol d'assimiler certains types de nutriments?**

Toutes les provinces, de même que le gouvernement fédéral, disposent de moyens législatifs pour établir des directives, des objectifs et des normes sur la qualité de l'eau – un élément crucial dans l'utilisation de la capacité d'assimilation des plans d'eau et l'une des pierres angulaires d'un programme d'ECQE.

Même si toutes les provinces se sont donné le pouvoir d'établir des critères ou des objectifs relatifs à la qualité de l'eau et d'utiliser ceux-ci à des fins de réglementation, elles ne l'utilisent pas souvent dans les règlements visant les rejets et les effluents des catégories industrielles spécifiées. L'utilisation des règlements reposant sur la technologie domine toujours celle reposant sur les règlements ambiants.

5. **Comment répond-on à ces critères et objectifs?**

Critères et objectifs servent à émettre des certificats d'autorisation ou des permis visant des activités qui ne sont pas directement réglementées. Ils servent également à des fins de planification. Les activités réglementées, comme l'industrie des pâtes et papiers, sont soumises à des normes technologiques spécifiques.

Les autorités provinciales élaborent habituellement une politique intégrant l'utilisation des critères et des objectifs de qualité de l'eau pour guider le contenu du certificat d'autorisation ou du permis.

6. **Une approche basée sur les bassins hydrographiques est-elle utilisée pour adopter et appliquer des politiques et des règlements ou encore, pour émettre des permis? Des institutions se consacrent-elles à la mise en œuvre d'une gestion intégrée des bassins hydrographiques?**

La majorité des provinces sont en train d'élaborer un système de gestion basé sur les bassins hydrographiques mais toutes ne sont pas rendues au même stade. Le gouvernement fédéral et les provinces (à l'exception de l'Île-du-Prince-Édouard) sont en mesure de démarrer un programme d'échange par le biais d'un processus de gestion des bassins hydrographiques, d'un plan de gestion des nutriments ou d'un autre processus de planification. C'est l'Ontario qui, de loin, dispose de l'approche la plus structurée. Les offices de

protection de la nature sont des institutions bien établies qui œuvrent distinctement pour chaque bassin hydrographique.

7. Quelle interaction les dispositions juridiques et réglementaires agro-environnementales des diverses compétences ont-elles avec l'ECQE?

Bien que la littérature ne fasse pas consensus sur la nécessité de réglementer pour encourager la participation du secteur agricole aux programmes d'ECQE, certains diront que la relativement faible réglementation du secteur agricole pourrait limiter le développement de programmes d'échange. Voici quelques-unes des mesures les plus pertinentes en la matière :

- Un plan de gestion du fumier ou des nutriments (qui pourrait servir au développement d'un modèle semblable à celui des Pays-Bas) est prescrit dans la réglementation de cinq provinces (l'Alberta, la Saskatchewan, le Manitoba, l'Ontario et le Québec) et utilisé pour émettre des certificats d'autorisation dans les autres.
- Deux provinces (l'Ontario et le Québec) ont prescrit une limite de phosphore pour l'épandage de fumier. C'est au Québec que ces prescriptions sont les plus rigoureuses. La réglementation québécoise conviendrait au développement d'une version modifiée du modèle néerlandais appliqué au niveau des bassins hydrographiques puisqu'elle permet de déterminer un plafond en fonction de la capacité des sols et de gérer celui-ci à l'échelle des bassins hydrographiques.
- Deux provinces (l'Île-du-Prince-Édouard et l'Ontario) réglementent les bandes de protection riveraine. La politique du Québec est mise en application au niveau municipal.
- Les politiques agro-environnementales se fondent, dans la plupart des provinces, sur des mesures incitatives et des programmes de subvention. Ceci soulève la question du dédoublement des versements avec l'élaboration de programmes d'ECQE. Nous y reviendrons au chapitre 9, qui traite de la complémentarité des instruments de politique.

8. De façon plus générale, en quoi les dispositions juridiques et réglementaires des diverses compétences sur la qualité de l'eau nuisent-elles à la possibilité d'adoption d'un système d'ECQE?

- La Colombie-Britannique, Terre-Neuve et le Labrador manquent de souplesse. (Les systèmes d'échange demandent une certaine souplesse afin de modifier les exigences relatives aux permis et aux normes connexes, afin qu'elles puissent être satisfaites par des compensations ou par l'achat de permis.)
- Le calcul de la capacité d'assimilation en termes de débit n'est pas clairement défini. Comme nous l'avons déjà mentionné, la plupart des régions utilisent en majeure partie une réglementation d'injonction et de contrôle de l'exécution axée sur la technologie.
- La *Loi sur les pêches* du gouvernement fédéral, qui interdit le rejet de substances délétères pouvant nuire à la population de poissons, doit être prise en considération dans la détermination de la capacité d'assimilation d'un plan d'eau. Cette exigence serait probablement satisfaite pourvu que les effluents n'aient pas d'effets toxiques aigus.
- Il faudra peut-être faire des changements institutionnels pour mettre sur pied un système basé sur des objectifs ambiants; on dispose déjà des mesures de base pour le faire. Les administrations qui passeront à un autre type d'approche risquent de se heurter à des obstacles culturels.

9. Le gouvernement a-t-il lancé une importante initiative pour promouvoir l'utilisation de mesures économiques ou basées sur le marché en matière de gestion environnementale?

La plupart des régions ont mis sur pied des initiatives, sous une forme ou une autre, qui faisaient la promotion d'un instrument basé sur les mécanismes de marché. En Ontario, au Québec, en Alberta, en Nouvelle-Écosse et au Manitoba, ces initiatives ont conduit à des changements législatifs.

L'analyse révèle que plusieurs territoires sont en mesure d'implanter un programme d'ECQE, incluant celui du type qu'ont adopté les Pays-Bas. En fait, la plupart des provinces disposent déjà des outils de base, bien qu'ils soient en voie de développement. Les obstacles juridiques rencontrés seraient relativement simples à surmonter.

Toutefois, les obstacles les plus importants pourraient être d'ordre culturel et institutionnel. En effet, passer d'une réglementation d'injonction et de contrôle de l'exécution à une approche davantage ambiante risque de placer certains organismes de réglementation hors de leur traditionnelle zone de confort et pourrait exiger un changement de culture chez ces organismes et les participants éventuels à un programme d'échange. La réalisation d'un tel changement pourrait aussi s'avérer coûteuse.

Nous avons maintenant étudié certaines des considérations biogéochimiques, juridiques et politiques qui pourraient contribuer ou nuire à la possibilité d'adoption d'un programme d'ECQE pour gérer les sources agricoles de pollution de l'eau au Canada. En général, les structures existantes permettent le développement d'un tel programme.

Tableau 4 – Les systèmes réglementaires canadiens et l'ECQE

Territoire	Autorité législative directe sur l'échange	Moyens possibles pour établir un système d'échange	Exigences de déclaration des décharges dans l'environnement	Règlements définissant des limites dans les effluents	Dispositions agro-environnementales	Établissement possible de conditions (objectifs) ambiantes	Planification possible d'un système basé sur les bassins hydrographiques ou autre (nutriments)
Alberta	✓		✓		Plans de gestion des nutriments	✓	✓
Colombie-Britannique		✓	✓	✓		✓	✓
Canada		✓	✓			✓	✓
Manitoba	✓	✓	✓		Plans de gestion des nutriments	✓	✓
Nouveau-Brunswick		✓	✓			✓	✓
Terre-Neuve et Labrador		✓	✓	✓		✓	✓
Nouvelle-Écosse	✓		✓			✓	✓
Ontario	✓	✓	✓		Plans de gestion des nutriments; Limites sur P; Bandes de protection riveraine;	✓	✓
Île-du-Prince-Édouard		✓	✓		Bandes de protection riveraine	✓	✓
Québec	✓	✓	✓		Plans de gestion des nutriments; Limites sur P; Bandes de protection riveraine;	✓	✓
Saskatchewan		✓	✓		Plans de gestion des nutriments	✓	✓

Sources : Sauvé *et al.* (2006); Swain (2006).

Les principales restrictions que nous avons trouvées touchent l'accessibilité de bonnes données biologiques et géochimiques et la compréhension scientifique de certains polluants. Celles-ci restreignent l'application de l'ECQE à certains bassins hydrographiques et à certains polluants.

Pour reformuler l'affirmation de Claassen et de ses collègues (2001), l'implantation réussie d'un instrument repose en grande partie sur la capacité de le concevoir de façon appropriée, en tenant compte des sources possibles d'échec. Dans le chapitre 4, nous avons traité des principales difficultés relatives à la conception des programmes d'échange en général, ainsi que des programmes d'ECQE. Nous allons maintenant nous concentrer sur certaines solutions proposées. Plusieurs options sont possibles mais aucune n'est appropriée dans l'ensemble des circonstances. Une grande difficulté sociale, qui demeure relativement inexplorée, est la difficulté récurrente à encourager la participation d'intervenants cruciaux, issus plus particulièrement de la communauté agricole mais également des municipalités.

7. Éléments clés d'un système d'ECQE qui permettront d'atteindre les objectifs environnementaux à un coût moindre

Une fois l'objectif environnemental et le produit (le polluant à échanger) définis, les possibilités d'échange évaluées d'un point de vue économique et biogéochimique et la compatibilité de la structure réglementaire vérifiée, un système d'échange peut réduire les frais liés aux transactions et à l'administration, dans la mesure où :

- Les organismes de réglementation reconnaissent facilement que les échanges permettent aux acheteurs réglementés d'assumer leurs responsabilités environnementales.
- Les acheteurs potentiels s'associeront facilement aux vendeurs et l'échange pourra avoir lieu.
- Ces exigences sont satisfaites à un coût inférieur à celui de la réglementation ou d'autres options, incluant les coûts administratifs, ce qui assure des gains économiques tout en réalisant les objectifs environnementaux désirés.
- Dans l'ensemble, l'incertitude liée aux divers éléments du programme d'échange est limitée.

Différentes approches ont été mises à l'essai et ont plus ou moins réussi à relever ces défis. Nous pouvons étudier la façon dont certains principes de base sont appliqués pour rendre l'échange plus attrayant, bien qu'ils semblent difficiles à généraliser[10].

L'ouvrage de Schary et Fisher-Vanden (2004) est un début très utile. Le programme pilote d'échange de la basse rivière Boise, aux États-Unis, a été conçu dans le but d'adapter à l'ECQE les éléments clés du système d'échange de SO_2 qui ont assuré sa réussite. En présentant les principaux éléments de l'approche proposée, nous identifions certaines différences importantes adoptées dans le cadre du projet pilote de la Nation Sud, en Ontario (Canada), qui a connu un certain succès. Nous faisons également ressortir des leçons d'ordre général apprises lors d'expériences documentées.

Reconnaître que l'échange est un moyen valide de satisfaire une obligation environnementale

L'un des principaux objectifs des programmes d'ECQE est d'accorder une certaine souplesse aux entreprises réglementées dans le choix d'une méthode pour atteindre leur objectif ou, dans le cas des sources non ponctuelles et non réglementées aux États-Unis, pour atteindre un objectif de réduction de la pollution, qui peut ou non être exécutoire. Pour qu'il se réalise, les participants doivent au moins être assurés de l'acceptabilité des échanges qui leur permettront de réaliser leurs objectifs ou de faire honneur à leurs obligations.

Dans bien des systèmes d'échange, l'approbation des échanges est une procédure relativement lourde et les décisions sont prises au cas par cas (Hahn et Hester (1989), Fang et Easter (2003) et Kerr et collègues (2000)). De plus, l'incertitude relative à l'acceptabilité des échanges visant le respect des exigences de la *Clean Water Act* des États-Unis a peut-être limité l'attrait de l'instrument. C'est pourquoi, en 2003, l'*Environmental Protection Agency* des États-Unis a clarifié ce point dans un document de politique. Pour des raisons similaires, le gouvernement de l'Ontario a établi une procédure qui permet de s'assurer que l'échange est un moyen approprié d'atteindre les objectifs de qualité de l'eau dans certaines circonstances. L'un des éléments principaux de l'approche ontarienne consiste à faire passer aux propositions de systèmes d'échange une évaluation environnementale (*Conservation Authorities of Ontario*, 2003).

Comme il est difficile de mesurer la base de référence dans les systèmes de compensation environnementale, des règles communes [Rivers et Nielsen (1999), Kieser (2005) et Faeth (2000)] aux systèmes d'échange de crédits de qualité de l'eau stipulent que les réductions de la pollution doivent être :

- **réelles** (c.-à-d., découlant d'actions spécifiques);
- **excédentaires** (c.-à-d., supérieures à toute exigence de réduction des émissions du polluant);
- **quantifiables et vérifiables** (c.-à-d., pouvant être déterminées d'une façon fiable et répétitive et pouvant être vérifiées par d'autres parties).

Ces règles offrent au public une plus grande certitude que les objectifs environnementaux seront atteints.

En pratique, au sein des entreprises agricoles, la base de référence peut être définie comme le degré de polluants associé aux utilisations présentes que l'on fait de la terre et aux pratiques de gestion conformes aux règlements applicables (BDA, 2000, p. 84). Autrement dit, la base de référence est définie en fonction de ce qui se passe au moment où le programme est mis en œuvre, supposant que tous les participants se conforment aux règles en vigueur. De plus, certains programmes ne permettent peut-être pas le cumul d'avantages. Dans ce cas, un agriculteur ayant reçu une subvention pour implanter une pratique ne pourrait pas échanger les crédits de réduction de la pollution engendrés par cette implantation. De telles restrictions pourraient en fait restreindre l'attrait et la rentabilité des programmes d'ECQE en restreignant l'échange de crédits peu coûteux (King, 2005b).

Pour résoudre l'épineuse question de la mesure des changements d'émission, l'une des principales stratégies adoptées consiste à mesurer les crédits **en fonction** de la réduction escomptée par l'adoption d'une pratique exemplaire de gestion.

Dans le cas du projet pilote de la basse rivière Boise, la procédure d'approbation des échanges a été relativement simplifiée par l'établissement à l'avance d'une liste des PEG acceptables (y compris une procédure d'ajout ou de révision de la liste). Cette liste est élaborée en collaboration avec le ministère de l'agriculture des États-Unis et tient compte des particularités du bassin hydrographique de la basse rivière Boise. Une telle liste permet aux agriculteurs (c.-à-d., aux éventuels vendeurs des crédits), aux acheteurs et aux organismes de réglementation d'interpréter d'une façon commune et immédiate les résultats environnementaux attendus de leur investissement. Ils peuvent ainsi réfléchir à différentes options selon les besoins qu'ils perçoivent. L'important dans ce cas est l'expression « d'une façon immédiate » : lorsqu'une pratique exemplaire de gestion se retrouve sur la liste, il n'est pas nécessaire d'établir une procédure d'approbation au cas par cas, ce qui réduit pour toutes les parties le niveau d'incertitude et les retards et, du coup, les frais de transaction.

Dans le cas du programme de la Nation Sud, en Ontario, la Conservation de la Nation Sud (SNCA) en est le gestionnaire et la chambre de compensation (voir le chapitre 4). Son financement est assuré par de nombreuses sources, notamment par les entités réglementées qui espèrent y trouver des compensations. Les agriculteurs peuvent proposer des projets dont le financement par le SNCA est partiel, et qui engendreront des crédits échangeables. Un comité composé de représentants de plusieurs secteurs, notamment d'agriculteurs et de municipalités, étudie et approuve ces projets. Les crédits sont offerts lorsque le projet est mis en œuvre.

Un point crucial consiste à établir qui est responsable lorsque les avantages environnementaux escomptés ne sont pas réalisés ou (en présence de sources non ponctuelles) lorsque les PEG ne sont pas mises en œuvre comme elles auraient dû l'être. Dans le cas du projet pilote de la basse rivière Boise et d'un grand nombre de programmes américains, la responsabilité revient à l'acheteur, qui est l'entité réglementée [Schary et Fisher-Vanden (2004) et Morgan et Wolverton (1995)]. Il incombe à l'acheteur de s'assurer que le crédit est valable. Du point de vue de l'acheteur, le mécanisme d'exécution est le marché : les risques sont évalués par le biais du contrat privé qui lie les parties à l'échange. L'organisme de réglementation ne traite qu'avec l'entité réglementée.

Il en va de même dans le projet de la Nation Sud. Bien que la SNCA agisse comme chambre de compensation, la responsabilité revient aux entités réglementées, qui peuvent choisir de financer leur propre programme de réduction des sources de pollution non ponctuelles. Celles-ci ont toutefois préféré traiter avec la SNCA et financer ses programmes, étant donné qu'elles sont familières avec ce type de programme (O'Grady et Wilson, 1999). Les risques ont été gérés à la satisfaction du ministère ontarien de l'environnement, puisque la SNCA s'est servi d'un programme à frais partagés, déjà documenté et en vigueur, et d'un programme de soutien technique offert aux agriculteurs pour financer la mise en œuvre de nouvelles pratiques (*Conservation Authorities of Ontario*, 2003).

Du point de vue de l'organisme de réglementation, dans le cas des systèmes de la basse rivière Boise et de la Nation Sud, la seule préoccupation repose dans la conformité des entités réglementées. Cela signifie qu'il doit s'assurer que les responsables des rejets respectent les limites imposées ou détiennent suffisamment de crédits.

Dans le cadre du système de la basse rivière Boise, cette vérification s'effectue par la soumission d'un rapport mensuel de surveillance des rejets et par la consignation des échanges réalisés dans le mois au sein d'un système de suivi. Les détenteurs de permis doivent également déclarer toute infraction dans leur rapport de surveillance des rejets si les calculs démontrent qu'ils n'avaient pas suffisamment de crédits pour compenser la quantité rajustée de rejets (Schary et Ficher-Vanden, 2004, p. 21). Les pénalités pour non-conformité sont soumises aux dispositions convenues par l'*Environmental Protection Agency* et le ministère de l'environnement de l'état.

Dans le cas du système de la Nation Sud, les municipalités et les industries fonctionnant conformément à l'approche de gestion du phosphore doivent présenter un rapport périodique indiquant les résultats de la surveillance et les crédits de compensation obtenus, notamment le type et le nombre de projets mis en œuvre (*Conservation Authorities of Ontario*, 2003).

Réunir les acheteurs et les vendeurs éventuels et réduire les frais de transaction

L'information est la clé de tout marché. L'ECQE ne fait pas exception; il a besoin d'information pour s'assurer que les éventuels acheteurs et vendeurs peuvent faire des transactions en sachant ce qui est offert, et à quel prix. Toute information sur le bassin hydrographique et les limites de l'échange est également importante pour les participants. Les programmes sont couramment établis dans une partie d'un bassin hydrographique.

Pour faciliter le cheminement de l'information, la World Resources Institute a créé un programme appelé NutrientNet, qui sert de registre et peut offrir d'autres services aux participants. Il leur permet d'évaluer diverses options d'échange et d'évaluer la combinaison de crédits et de mesures de contrôle qui les servirait le mieux (Kramer, 2003, p. 5).

Dans le cadre du système de la Nation Sud, comme nous l'avons vu auparavant, la SNCA agit comme chambre de compensation d'un programme élaboré à partir d'un programme à frais partagés. En réalité, l'élément d'échange du programme n'apparaît pas aux agriculteurs qui peuvent obtenir des fonds pour mettre en œuvre les PEG qu'ils ont choisies en fonction de leurs besoins. Pour la SNCA, les municipalités qui achètent des crédits de réduction de la pollution au lieu d'investir dans de nouvelles technologies de traitement constituent une source supplémentaire de financement du programme à frais partagés. En pratique, cela signifie que toute l'information sur le programme relève de la SNCA et que les acheteurs et les vendeurs n'ont pas à communiquer entre eux. Cependant, dans la plupart des systèmes d'ECQE, les échanges sont des contrats bilatéraux entre un vendeur et un acheteur mais ils peuvent être facilités par une tierce partie, comme un courtier.

Les récents projets pilotes, comme celui de la basse rivière Boise, utilisent des outils pour faciliter l'échange. Dans ce cas, les transferts de crédits sont réalisés lorsqu'un formulaire de déclaration d'échange est rempli et soumis au système de suivi des échanges. Les crédits sont alors automatiquement débités du compte du vendeur et crédités à celui de l'acheteur.

Réduire les frais d'administration

Les frais de surveillance et d'exécution comptent parmi les plus importants frais d'administration d'un programme d'échange (chapitre 4). Divers programmes limitent ces frais en permettant un degré d'incertitude face à la réalisation des objectifs environnementaux. Tandis que certains vérifient toutes les PEG employées pour générer des crédits, d'autres n'inspectent que cinq à dix pour cent de ces pratiques (Morgan et Wolverton, 2005). Certains programmes surveillent la qualité de l'eau dans le bassin hydrographique ciblé en complément des inspections. Seuls l'Idaho, le Michigan, la Virginie occidentale et le Colorado ont établi des exigences détaillées de surveillance et de déclaration, notamment une inspection initiale et annuelle des pratiques exemplaires de gestion des sources non ponctuelles (Morgan et Wolverton, 2005).

Le projet pilote de la basse rivière Boise a choisi de vérifier et de surveiller la plupart des PEG, du moins au début du programme, afin d'en établir l'efficacité. Les frais d'administration sont toutefois limités en évitant d'approuver les échanges au cas par cas. Dans le cadre du programme d'inspection des sources permises, les PEG sont inspectées par l'*Environmental Protection Agency* et le *Department of Environmental Quality* en collaboration avec des représentants de l'*Idaho Soil Conservation Commission* (qui travaillent avec les agriculteurs). Cette inspection est effectuée une fois que les pratiques exemplaires ont été mises en place et que des contrats privés ont été convenus entre vendeurs et acheteurs, non dans le cadre du système d'homologation des crédits. On documente alors toute différence entre la conception, la mise en œuvre et la maintenance prévues pour une pratique exemplaire et ce qui est observé durant l'inspection. Au besoin, une mesure d'exécution est imposée à la source permise ayant acheté les crédits.

Le projet ontarien de la Nation Sud concentre son inspection sur dix pour cent des projets réalisés. De plus, les frais sont réduits grâce au rôle prépondérant que jouent les agriculteurs qui exécutent le programme, plus particulièrement en réalisant des inspections sur le terrain (O'Grady, 2005a). Comme l'indique O'Grady (2005a, p. 28), la SNCA assure la gestion des entités qui participent avec honnêteté (soit 95 % des participants).

Dans le cadre du système de la Nation Sud, l'utilisation d'un programme à frais partagés déjà en vigueur comme mécanisme d'exécution géré par le biais d'un milieu institutionnel familier (la Conservation de la Nation Sud) allège également le fardeau administratif du programme. Il faut toutefois noter qu'en dépit de cette familiarité, il a fallu plusieurs années pour convaincre nombre d'agriculteurs de la valeur du programme.

Dans le système de la basse rivière Boise, les frais de surveillance sont en partie acquittés par les négociants, par le biais de leur obligation de déclaration. Mais avant tout, l'objectif de réduction des frais d'administration du programme faisait partie de son processus de conception. Nous ne savons pas si c'est le résultat de la mise en œuvre du système d'échange ou simplement l'effet de l'avoir établi comme objectif à atteindre.

Accroître la certitude grâce à des directives politiques

En général, bien que ce ne soit pas une nécessité absolue, une certaine forme de directives politiques permet d'offrir aux entités réglementées une plus grande certitude face à la validité des échanges comme moyen de faire honneur à leurs obligations environnementales. Plusieurs états américains, de même que l'*Environmental Protection Agency*, ont adopté de tels guides (Morgan et Wolverton, 2005) La province de l'Ontario a adopté une politique de gestion du phosphore afin de permettre les échanges et de définir les étapes requises pour leur mise en œuvre (*Conservation Authorities of Ontario*, 2003).

Ces documents ont l'avantage de clarifier pour tous les intéressés les objectifs visés par un programme d'échange et, plus particulièrement, le rôle de chaque participant. Ces documents ne donnent que des directives générales; les particularités de chaque programme seront déterminées localement avec la participation des parties intéressées. Ces politiques précisent également les exigences que doivent respecter les entités réglementées pour satisfaire leurs obligations dans le cadre d'un programme d'échange.

Aux États-Unis, un guide fournit également aux intéressés les outils de base qui leur permettent d'évaluer la pertinence d'un système d'ECQE pour leur bassin hydrographique (EPA, 2004).

Dans cette section, nous avons examiné certains choix concrets faits dans les programmes d'ECQE par rapport aux principes de réduction des frais de transaction et d'administration pour obtenir à coût moindre une efficacité environnementale. D'autres options s'offrent certainement aux partenaires

potentiels pour la conception de programmes d'ECQE. Bien que la conception soit importante, il faut également examiner avec soin les interactions entre ceux qui participent à la conception des programmes d'échange et ceux que ces programmes touchent. En bout de ligne, un programme décentralisé comme l'ECQE ne peut fonctionner que si les entités qui devaient faire des échanges le font réellement. Par expérience, nous savons que pour élaborer un programme d'échange, il est essentiel de comprendre le rôle des groupes d'intérêt public et l'hésitation que peuvent éprouver les participants potentiels face à un tel système.

Tableau 5 – Approches de réduction des frais d'administration et de transaction employées par les projets pilotes d'ECQE de la basse rivière Boise et de la Nation Sud

	Nation du Sud	Basse rivière Boise
Reconnaître que l'échange est un bon moyen de satisfaire une obligation environnementale	En vertu des règles provinciales requises pour démontrer un échange, l'évaluation environnementale constitue une option valable pour les détenteurs de permis; Entente entre le détenteur de permis et la SNCA, qui fournit les crédits; Examen des PEG proposées par un comité composé de plusieurs intéressés en vue de leur financement; Calcul par la SNCA des charges de phosphore associées à chaque projet.	La politique de 2003 de l'EPA, conforme à la réglementation en vigueur, indique comment et quand faire l'échange. Une liste des PEG évalue à l'avance la valeur environnementale des crédits.
Réunir les acheteurs et les vendeurs	SNCA = chambre de compensation. Aucun lien direct entre le vendeur et l'acheteur.	Un transfert automatique des crédits est effectué grâce à un formulaire de déclaration d'échange, soumis dans le cadre d'un système de suivi.
Déclaration	Les détenteurs de permis présentent aux autorités provinciales des rapports périodiques sur les crédits de compensation utilisés.	Les détenteurs de permis soumettent un rapport mensuel de déclaration indiquant les échanges consignés dans le système de suivi.
Exécution	Dix pour cent des projets sont inspectés; Les agriculteurs jouent un rôle prépondérant.	La plupart des PEG qu'emploient les agriculteurs seront inspectées au début d'un programme; La fréquence des inspections diminuera avec le temps; Des mesures d'exécution sont prises pour les sources permises, au besoin. Un contrat privé établit les obligations du vendeur et de l'acheteur.
Surveillance	Aucune surveillance ne s'ajoute aux programmes provinciaux.	La surveillance d'un bassin peut être complémentée par une surveillance sur les lieux, qui fournit des crédits supplémentaires au vendeur.
Directives politiques	Programme de gestion du phosphore de l'Ontario.	La politique de 2003 de l'EPA, conforme à la réglementation en vigueur, indique comment et quand faire l'échange; Le *Water Quality Trading Assessment Handbook* de l'EPA (2004) guide les intéressés dans les analyses de faisabilité.

Sources : Schary et Fisher-Vanden (2004) et *Conservation Authorities of Ontario* (2003).

8. Participation des intéressés – Le rôle des agriculteurs et des municipalités

Différents motifs ont été suggérés pour expliquer que dans la plupart des programmes d'échange, du moins aux États-Unis, le nombre d'échanges réalisés est restreint. Comme nous l'avons déjà vu, des frais élevés de transaction et un nombre restreint de mesures incitatives réglementaires à l'échange peuvent l'expliquer. Une autre explication possible repose sur la compréhension du contexte social dans lequel s'opère l'échange.

Un système d'échange, comparativement à d'autres réglementations ou même à des programmes de subvention, modifie les interactions habituelles entre les agents. En effet, dans le cadre d'un programme d'échange, la relation bilatérale entre un organisme étatique (ou plusieurs organismes) et les agriculteurs ou les municipalités se transforme pour faire intervenir plusieurs partenaires potentiels[11]. Ceci change la nature du processus d'exécution et de conformité, qui sont partiellement couverts par des contrats privés (Woodward et autres, 2002) et peut donner lieu à des relations soutenues entre les parties intéressées, qui n'auraient peut-être pas eu besoin de travailler ensemble auparavant.

Il faut aussi tenir compte du fait que la plupart des programmes d'ECQE, bien qu'ils reçoivent l'appui d'organismes nationaux ou infranationaux, ont été mis en œuvre localement. Dans leur étude des effets qu'ont les facteurs locaux sur la prise en charge des instruments reposant sur les mécanismes du marché, Feitelson et Lindsay (2001, pp. 203-204) ont découvert qu'un ensemble assez bien défini de facteurs, notamment la culture et la politique locales, régissent l'utilisation des instruments économiques à l'échelle locale. Parmi ces facteurs, on note :

- la simplicité de l'instrument;
- la capacité de la compétence locale et son expérience face à ces instruments;
- l'adoption d'instruments économiques qui permettent une croissance marquée en des lieux où l'industrie pourrait en profiter;
- l'aspect incitatif plutôt que punitif des instruments les rend plus attrayants; et
- la culture politique locale.

Selon Feitelson et Lindsey (2001, p. 204), la conception de la façon dont les choses doivent être faites et les attitudes résultantes axées vers des instruments spécifiques découlent des structures locales du pouvoir, de l'histoire et des attitudes des groupes d'intérêts spécifiques.

Des recherches menées en Alberta semblent appuyer ces résultats; il a été découvert que les principaux obstacles à l'application d'un tel instrument sont l'absence de sensibilisation à ce type de système, l'absence de données scientifiques et le manque de confiance. Pour résoudre le problème de confiance, on a découvert qu'il était utile de faire appel à des courtiers ou des chambres de compensation à but non lucratif. Il faut également quantifier les avantages économiques pour les agriculteurs (Jaugen-Kozyra, 2005). L'expérience néerlandaise dans l'élaboration d'outils politiques visant le secteur agricole a permis de réaliser (après 1994) que les agriculteurs ne se conformeraient tout simplement pas à une politique qu'ils n'appuient pas (OCDE, 2005a).

En ce qui a trait aux programmes d'ECQE du type adopté aux États-Unis, Kramer (2003, pp. 6-7) résume le défi que représente l'inclusion de la communauté agricole dans les échanges.

> [Traduction] Les sources agricoles non ponctuelles ont beaucoup hésité à participer aux discussions et aux ententes sur l'échange parce qu'elles ont estimé qu'elles avaient peu à gagner et beaucoup à perdre. Ce groupe de sources a joui d'une quasi-immunité réglementaire en ce qui a trait à l'écoulement direct des eaux de surface (à l'exception de certaines activités d'alimentation concentrée des animaux). De plus, comme les agriculteurs ont longtemps été soumis à des facteurs du marché et de la production qu'ils ne peuvent contrôler, comme la fluctuation des prix et la météo, on peut comprendre qu'ils aient hésité à s'exposer volontairement à un autre de ces facteurs – le permis de déversement. La plupart des sources agricoles non ponctuelles ont demandé à voir

des preuves qu'un programme d'échange serait avantageux pour leur bénéfice net avant de risquer l'échange. De plus, ces sources ont hésité à attirer l'attention du public parce qu'elles craignaient toute publicité négative.

Notre étude des expériences d'échange visant des sources agricoles non ponctuelles révèle que cette affirmation est une vérité pratiquement universelle. Il ne faut toutefois pas l'interpréter comme le rejet de la nécessité de mieux gérer les impacts environnementaux. Comme le soutient O'Grady (2005a, p. 28), nombre d'agriculteurs se sentent responsables de la terre et ont une bonne éthique de conservation. Cependant, ils ne peuvent souvent pas se permettre de faire eux-mêmes les travaux de conservation, même s'ils préféreraient investir volontairement quelques dollars que de voir le gouvernement les forcer à implanter des PEG (pratiques exemplaires de gestion).

La division entre le monde urbain et rural est un autre facteur qui limite le développement des programmes d'ECQE. Dans certains programmes mettant en cause des municipalités, les agriculteurs ont hésité à participer parce qu'ils y voyaient un moyen détourné de financer la croissance urbaine. Les municipalités y voyaient également des problèmes (Kramer, 2003, p. 14). Tout d'abord, bien qu'ils ne constituent pas un mobile important, les coûts d'observation ne sont peut-être pas le principal souci des gestionnaires des stations locales d'épuration des eaux usées. Ils voudront peut-être s'assurer de faire le bon choix pour améliorer la qualité de l'eau dans leur communauté. Ils craignent peut-être de se faire critiquer si quelqu'un les voit payer des droits de réduction de la pollution hors de leur communauté. Enfin, ils sont peut-être irrités du fait que le secteur agricole n'a pas à satisfaire des exigences aussi rigoureuses que celles auxquelles ils font face.

Là où le secteur agricole est soumis à une réglementation rigoureuse, la principale difficulté consiste à connaître l'orientation prise avec plus de clarté. Les Pays-Bas ont compliqué la situation en faisant de très nombreux changements dans un laps de temps relativement court. L'application de diverses approches, dont MINAS, leur a permis de réaliser que les agriculteurs ont besoin de temps pour adopter de nouvelles techniques et de nouveaux styles de gestion qui leur permettront de s'adapter à des conditions agricoles améliorées. Ceux-ci doivent apprendre et être convaincus de la nécessité du changement, faute de quoi ils continuent d'hésiter face au changement et d'ignorer les pratiques améliorées. Il est alors essentiel de prévoir des guides, des fermes de démonstration et des fermes pilotes (OCDE, 2005a, p. 31).

Aux Pays-Bas, les nombreux changements apportés aux politiques de gestion du fumier ont, avec le temps, semé la confusion chez les agriculteurs – qui ont choisi d'attendre de voir ce qui allait se passer parce qu'ils n'ont pas confiance en la valeur à long terme d'un investissement dans ce que l'histoire récente montre comme étant un contexte de politique ayant une courte durée. La question touchant la participation et le ralliement des agriculteurs semble être l'un des obstacles les plus importants des programmes d'ECQE. Le temps écoulé avant que tous appuient le programme est un thème récurrent dans notre étude de ces expériences. Il faut d'abord résoudre la question de la terminologie. Il faut clarifier les concepts auprès de tous les participants. Certaines communautés peuvent réagir négativement à des termes comme « permis de pollution » ou « achat de crédits ». La confiance joue pour beaucoup. Il peut être difficile de mettre en œuvre un processus transparent et de s'assurer que les bonnes personnes ou les représentants légitimes des organismes agricoles se retrouvent à la table de négociation (O'Grady, 2005b).

Breetz et ses collègues (2005), dans une étude sur les mécanismes permettant d'accroître le taux de participation des agriculteurs dans les programmes américains d'ECQE, ont passé en revue quelques options fondées sur l'expérience. Les auteurs se sont penchés sur trois grands moyens de faire tomber les obstacles initiaux qui visent la participation des agriculteurs, notamment la défiance de ceux-ci face aux organismes de réglementation et à d'autres intervenants. Il s'agit de mécanismes de communication : éducation et vulgarisation, facilitation par un tiers et utilisation des réseaux actuels. Chaque instrument a ses forces et ses faiblesses et son utilisation est conditionnée par un objectif spécifique du programme et par les conditions locales. Ce qu'il faut retenir, c'est que des stratégies visant à surmonter l'hésitation initiale des agriculteurs à participer aux systèmes d'ECQE doivent être élaborées en tenant compte des circonstances locales pour que ces programmes soient efficaces. Les auteurs font également remarquer qu'aucune des stratégies ne garantit nécessairement l'obtention des résultats escomptés.

Les facteurs sociaux sont des éléments essentiels du développement de tout instrument politique, même s'il est « basé sur le marché ». Il faudra faire d'autres recherches pour mieux comprendre ces facteurs.

Pour les programmes des bassins hydrographiques de la basse rivière Boise et de la Nation Sud, des comités coordonnateurs ont été formés de nombreux ministères gouvernementaux et parties intéressées. En fait, la politique ontarienne de gestion du phosphore total encourage une telle approche, au même tire que le guide d'échange de l'*Environmental Protection Agency*, aux États-Unis (EPA, 2004). Elle assure une entente sur les objectifs du programme et clarifie le rôle et les responsabilités de chacun. Elle permet également un meilleur ralliement en permettant aux participants de prendre part à la définition des éléments du programme; les règles du jeu sont alors claires pour tous. C'est également le ralliement au programme qui est considéré comme le facteur le plus important dans la réussite d'un projet d'atténuation des terres humides appelé *Great River and Land Trust*, développé le long du bassin hydrographique du Mississippi, aux États-Unis (Ringhausen, 2005).

Ceci étant dit, comme c'est le cas des choix effectués pendant la conception d'un programme, il n'existe probablement aucune recette magique; les décisions prises pour les systèmes de la basse rivière Boise et de la Nation Sud ne seraient peut-être pas appropriées pour d'autres systèmes. Toutefois, les principes qui ont guidé ces choix indiquent la voie à suivre en ce qui a trait aux rôles respectifs des participants et autres intervenants et des gouvernements au sein d'un système d'échange.

Nous avons vu que les programmes d'échange, plus particulièrement lorsqu'ils visent la pollution de l'eau, sont des instruments de politique complexes. Dans des circonstances favorables, et s'ils sont conçus avec soin et en collaboration avec les parties intéressées, les programmes d'ECQE peuvent donner des résultats significatifs pour l'environnement, à un coût inférieur à celui des approches traditionnelles. Pour déterminer ces circonstances « favorables », il est important d'évaluer soigneusement le contexte politique dans lequel l'ECQE serait mis en œuvre. Pour ce faire, en plus d'évaluer les effets des instruments agro-environnementaux en place ou d'autres instruments implantés pour résoudre des problèmes environnementaux similaires, il faut également analyser les instruments qui semblent n'avoir qu'un lien éloigné avec ces questions environnementales alors qu'ils peuvent constituer des incitations contraires et, par conséquent, limiter l'efficacité des efforts fournis pour améliorer la qualité de l'eau. Dans la section suivante, nous présentons quelques paramètres qui guideront ces analyses, reconnaissant toutefois qu'il s'agit là d'un domaine de recherche relativement récent mais crucial en matière de politiques.

9. Choix d'un instrument, cohérence des politiques et combinaison d'instruments

Pendant longtemps, on a fait connaître les IRMM comme des solutions de rechange souples et économiques aux règlements d'injonction et de contrôle de l'exécution. En opposant ces deux approches en apparence contradictoires, une grande part de la littérature a restreint l'analyse à la mécanique différente des instruments et à la comparaison de leur efficacité économique, généralement sur une base théorique. Cependant, comme nous l'avons vu au chapitre 4, les IRMM sont étroitement liés à la réglementation actuelle. De plus, de récentes analyses empiriques effectuées sur des IRMM indiquent généralement qu'il ne faut pas tant chercher l'instrument qui donnera des résultats environnementaux à un prix moindre mais plutôt la combinaison de règlements, d'IRMM et de mesures volontaires qui doivent faire partie d'un ensemble efficace (Agence européenne pour l'environnement, 2006; Marbek Resources et Renzetti, 2005; et Projet de recherche sur les politiques, 2005).

Nous verrons ci-dessous, à l'aide de connaissances acquises dans l'analyse de l'ECQE et en fonction de quelques autres expériences, comment les règlements, les IRMM et les instruments éducatifs et volontaires pourraient être employés de façon complémentaire. Nous donnerons également un aperçu de la façon d'élaborer une combinaison de politiques tout en cherchant à atteindre des objectifs d'efficacité environnementale, d'efficience économique et d'équité.

Du choix d'un instrument à la combinaison d'instruments

Les expériences montrent généralement qu'aucun instrument ne peut être utilisé seul de façon réaliste et qu'on doit s'efforcer de mieux comprendre la façon dont les instruments « s'emboîtent » dans des cas spécifiques. Comme nous l'avons vu au chapitre 3, par exemple, l'éducation et la formation utilisées seules contre la pollution de l'eau par des sources agricoles ne donneront probablement pas les résultats environnementaux souhaités. Cependant, elles constituent un élément crucial d'un projet antipollution, puisqu'elles apportent les outils et l'entendement nécessaires pour permettre aux entreprises agricoles de faire des choix différents. Malheureusement, nous n'avons pas encore assez d'analyses empiriques pour évaluer la pertinence de telles combinaisons et les études actuelles sont trop récentes pour présenter des conclusions valables. L'OCDE (2005b, c) a récemment entrepris un projet de ce type mais ses résultats n'ont pas encore été publiés.

Visiblement, la nature du problème environnemental détermine certaines de ces options. Nous avons vu que les problèmes liés à la qualité de l'eau sont mieux résolus lorsque des objectifs ambiants sont établis, souvent à même la réglementation, surtout parce que des sources différentes ont des effets variés dans les diverses sections d'un bassin hydrographique. Sans ce type d'orientation, les solutions ne seront que partielles, tout au plus. L'infrastructure ou la structure réglementaire requise pour surveiller et appliquer ces objectifs est peut-être manquante, ce qui limite le nombre d'instruments pouvant être utilisés avec efficience et efficacité.

De plus, les instruments doivent être adaptés aux sources de pollution visées. Par exemple, les règlements axés sur les processus conviennent mieux pour les activités agricoles que les règlements axés sur le rendement. De même, les IRMM ne conviennent pas tous aux sources agricoles de pollution ou aux problèmes de pollution de l'eau, bien que certains puissent y être adaptés. Weersink et ses collègues (1998) laissent entendre que les charges ambiantes constituent un IRMM à considérer; les agriculteurs seraient ainsi récompensés pour tout résultat environnemental excédant une norme donnée (ou pénalisés en cas de sous-rendement). Dans ce type de scénario, comme c'est le cas pour l'ECQE, il faudrait peut-être rendre la norme exécutoire, donc l'établir dans la réglementation. De plus, comme nous l'avons vu dans le cas des programmes d'ECQE, comme l'apport individuel à la charge polluante n'est généralement pas observable, le système devrait être basé sur une cible appliquée à un groupe d'agriculteurs.

Nous avons également vu qu'en pratique, l'ECQE exige des capacités et des ressources pouvant aborder les problèmes de pollution au niveau du bassin hydrographique (voir le chapitre 6). Dans un certain nombre des cas étudiés, il existait des institutions à ce niveau et/ou les exigences réglementaires imposaient cette approche. Par exemple, pour déterminer les facteurs durant le développement du programme d'ECQE en Nouvelle-Galles du Sud (Australie) – lequel ne visait pas les sources de pollution non ponctuelles au début – il a fallu essayer de nouvelles approches

pour remplacer celles qui avaient échoué (Collins, 2005b). Un système d'ECQE ne s'est pas imposé directement. Il est devenu possible parce qu'on avait préalablement adopté un régime de délivrance des permis basé sur la charge, lequel permettait de mieux mesurer les contributions individuelles et de mieux les allouer au problème de qualité du bassin hydrographique, qui touchait la salinité dans ce cas (Collins, 2005b). Le programme d'échange de crédits de qualité de l'eau est naturellement devenu un prolongement du régime de délivrance des permis. Pour ce faire, il a fallu expérimenter pendant bien des années l'échange de crédits de sources ponctuelles avant d'adapter le concept aux sources non ponctuelles dans d'autres contextes.

Bien que plusieurs instruments semblent appropriés pour résoudre un problème spécifique, des facteurs sociaux peuvent limiter les choix offerts. Par exemple, le choix entre les charges et l'ECQE peut dépendre de considérations sociales autres que leur efficacité théorique relative (Majone, 1989). Harrington et ses collègues (2004) ont observé que les pays européens utilisent bien plus les systèmes de taxation que ne le font les Américains (ou les Canadiens), qui semblent davantage s'intéresser aux programmes d'échange. Dans sa comparaison des politiques agro-environnementales de la France, des États-Unis et du Canada, Montpetit (2003) indique comment les réseaux d'intervenants et d'institutions influent sur les choix politiques et leur efficacité. Les choix réalisés au niveau local peuvent également dépendre de plusieurs conditions sociales, comme nous l'avons déjà mentionné (Feitelson et Lindsey, 2001).

D'autres moyens de traiter les sources agricoles de pollution mettent en jeu les facteurs de production plutôt que les émissions. Les pesticides, qui peuvent difficilement être définis comme biens négociables lorsqu'ils sont libérés, pourraient être abordés au sein d'un système d'échange semblable à celui qu'ont développé les Pays-Bas ou d'un système de charge comme celui qu'ont mis en œuvre plusieurs nations européennes. Dans ces deux cas, un système réglementaire approprié doit être mis en place. Le système néerlandais de quotas échangeables de fumier était bien inspiré, puisqu'un système d'enregistrement permettant déjà de comptabiliser les animaux de chaque ferme était soutenu par des inspections physiques (Hubeek, 2005). Selon Hubeek, de plus, l'expérience démontre que cette mesure de production doit être complétée par l'utilisation d'instruments contrôlant l'efficacité (coordination et méthode) de l'épandage du fumier.

La formation et l'éducation ont également joué un rôle important aux Pays-Bas, permettant d'assurer aux responsables que les méthodes employées pour rendre l'épandage de fumier plus efficace atteindraient leur objectif. Un autre exemple néerlandais a montré que la combinaison de plusieurs approches a rendu les IRMM plus efficaces. Bressers et O'Toole (2005, p. 143), dans leur étude des charges d'effluents, ont remarqué que leur effet positif repose grandement (environ à 50 %) sur des facteurs autres que l'instrument économique lui-même. Parmi ces facteurs, il faut penser à la communication du problème et de ses solutions possibles, à l'interruption d'un comportement habituel (forçant ainsi les sociétés à mettre la question à l'ordre du jour) et à l'activation d'autres facteurs. En étudiant cette combinaison d'instruments, on peut dire que l'information et l'éducation ont été deux conditions de la réussite de cet IRMM.

Revenons à l'ECQE. La plupart des contextes dans lequel on fait des échanges font une certaine combinaison d'instruments éducationnels, volontaires et économiques et sont régis par une réglementation plus directe. Par conséquent, il semble que ce ne soit pas le meilleur instrument qu'il faille trouver pour résoudre un problème spécifique mais plutôt la meilleure combinaison d'instruments. Cependant, à la lumière de ce qui précède, la combinaison parfaite n'existe peut-être tout simplement pas. Il est peut-être plus judicieux de parler d'une combinaison plus appropriée, qui conviendrait à un problème spécifique, à un endroit spécifique. Cette façon de voir peut également dépendre de facteurs historiques ou de l'expérience, qui est aussi associée à la capacité des différents acteurs de travailler ensemble à l'application d'instruments spécifiques ou à ce que les politicologues appellent parfois « la gouvernance » (Montpetit, 2003; Gunningham et Sinclair, 2004b; Eliadis et autres, 2005).

Ainsi, bien que de nombreux instruments semblent disponibles, notamment sous forme de combinaisons, les décideurs doivent tenir compte des limites techniques et non techniques qui influent sur la faisabilité des instruments et des combinaisons choisis. Toutes les combinaisons possibles en théorie ne conviennent pas dans la plupart des cas. Elles sont à la merci du problème environnemental, des conditions sociales locales, de l'expérience passée et de la capacité administrative, entre autres. On ne doit pas voir en de telles contraintes l'élimination du besoin d'instruments nouveaux et plus efficaces, qui peuvent sembler difficile à mettre en œuvre, mais bien une reconnaissance du fait que certaines possibilités peuvent être plus sensées que d'autres.

Ces contraintes ne devraient pas empêcher l'analyste de découvrir de nouvelles options et d'indiquer la façon de procéder pour les concrétiser en fonction du contexte. Il faut alors se demander comment on peut développer ces combinaisons appropriées en tenant compte des contraintes et en reconnaissant les possibilités offertes.

Élaboration de politiques à l'aide d'une combinaison d'instruments

La raison pour laquelle les combinaisons de politiques deviendront peut-être nécessaires en bout de ligne, c'est que les grandes classes d'instruments (c.-à-d., réglementation directive, instruments reposant sur les mécanismes du marché, mesures volontaires et éducation) comptent sur différentes institutions pour leur mise en œuvre et leur application. Bien que les institutions ne sont pas entièrement indépendantes l'une de l'autre. La réglementation est la plus directement liée aux institutions étatiques, du fait que l'État fixe à la fois les objectifs et, dans une certaine mesure (selon le type de règlement), les méthodes à employer pour les réaliser. L'État en assure également l'exécution. En revanche, les IRMM, bien qu'ils comptent aussi sur les objectifs et les mesures exécutoires de l'État, laissent plus de place aux acteurs privés, au sein des institutions du marché, pour déterminer les méthodes à utiliser pour atteindre les objectifs. Les mesures volontaires et l'éducation, qui peuvent en partie dépendre des objectifs ou des méthodes établis par l'état, laissent aux acteurs privés le soin de décider s'ils les adopteront. Les approches volontaires reposent principalement sur la persuasion ou l'exhortation dans un contexte social donné. D'un point de vue institutionnel, les acteurs sont perçus comme les membres d'un réseau social (p. ex., d'une communauté ou d'un groupe d'entreprises d'un secteur donné) qui donne l'impulsion de base pour l'adoption de l'instrument. Une surveillance adéquate est nécessaire pour assurer l'efficacité de tous ces instruments.

Gunningham et Sinclair (2004b), à partir de travaux réalisés par Gunningham et ses collègues (1998), ont mis sur pied une approche d'élaboration et d'utilisation des instruments fondée sur le concept des combinaisons et ont tenté d'identifier ce qui conditionne l'adoption de combinaisons spécifiques de politiques. Leur analyse, qu'ils ont récemment appliquée à la pollution de l'eau par l'agriculture en Australie-Occidentale, est également pertinente au Canada, où (comme nous l'avons vu au chapitre 3) la réglementation est plus ou moins utilisée.

Tout d'abord, lorsqu'on étudie les combinaisons d'instruments, il est important de reconnaître que tous les instruments ont leurs points forts et leurs points faibles. L'utilisation combinée de divers instruments devrait être perçue comme une façon d'exploiter les points forts de certains en compensant leurs points faibles par la présence d'autres instruments complémentaires (Gunningham et autres, 1998, p. 15). De plus, une combinaison d'instruments fonctionnera généralement mieux si un plus grand nombre de participants sont en mesure de la mettre en œuvre. Ceci nous ramène à dire que l'expérience passée et les conditions sociales, de façon plus générale, sont des éléments cruciaux dont il faut tenir compte pendant la mise en œuvre d'une politique.

Pour sélectionner des mesures politiques, les décideurs devraient se pencher sur l'impact que peuvent avoir ces instruments les uns sur les autres (Gunningham et autres, 1998, p. 125). Les auteurs proposent une typologie en trois volets au sein de laquelle les interactions entre les instruments ou entre les institutions peuvent être complémentaires, neutres ou improductives. La complémentarité est déterminée en partie par le fait que l'utilisation d'un instrument en demande un autre. Dans notre exemple d'ECQE, l'échange devrait être appuyé, par exemple, par les mesures complémentaires d'un objectif ambiant réglementé, par une formation assurant la mise en œuvre adéquate des PEG adoptées pour atteindre l'objectif et par une structure de marché appropriée au contexte. Tous les outils nécessitent la collecte de données de qualité. Sinon, comme dans l'exemple néerlandais, la réglementation et la formation sur l'épandage du fumier et d'autres outils favorisant l'équilibre des nutriments dans les fermes viennent compléter l'échange axé sur les intrants.

L'interaction est neutre lorsqu'il y a indépendance entre les instruments. Bien qu'il ne soit pas nécessaire de faire coexister ces instruments, les mêmes auteurs laissent entendre qu'il n'est peut-être pas mauvais d'appuyer un instrument par un autre, étant donné les limites inhérentes à la plupart d'entre eux. Cependant, une question de rentabilité voit alors le jour.

Des instruments sont dits « improductifs » lorsque les effets de l'un neutralisent les effets de l'autre. C'est généralement le cas des subventions aux produits agricoles qui favorisent la production alors que des mesures agro-environnementales demandent dans certains cas d'en contrôler la production. En ce qui a trait aux programmes d'ECQE, un débat porte sur la pertinence des subventions à la mise en œuvre de pratiques exemplaires de gestion offertes parallèlement à un programme d'ECQE. Au dire de certains, cela réduirait l'approvisionnement en crédits de pollution et limiterait, par conséquent, l'efficacité du programme d'ECQE (King et Kuch, 2003). Cependant, ce n'est peut-être pas le cas quand l'utilisation de ces instruments est coordonnée et rendue complémentaire[12]. Ceci nous amène à la difficulté d'établir clairement la complémentarité des instruments. Nous avons encore beaucoup à apprendre sur les instruments de politique et sur la façon dont ils interagissent.

Il faut également s'assurer qu'un instrument (ou une combinaison d'instruments) sélectionné pour résoudre un problème environnemental donné n'occasionnera pas d'autres problèmes environnementaux. Réciproquement, il pourrait être avantageux de voir comment

des instruments déjà développés peuvent être utilisés à d'autres fins. Par exemple, si les agriculteurs adoptent des pratiques de réduction des émissions de gaz à effet de serre à des fins d'échange, il peut valoir la peine d'évaluer l'effet de ces mêmes pratiques sur la pollution de l'eau. Les crédits obtenus dans un marché pourraient devenir des biens échangeables dans un autre marché. Il pourrait même être possible d'utiliser les mêmes institutions de marché à ces deux fins.

La combinaison de politiques doit se faire avec prudence afin d'éviter l'approche, que Gunningham et Sinclair (2004b, p. 194) qualifient de « panoplie », par laquelle les organismes de réglementation sont tentés de mettre en œuvre plusieurs instruments de façon simultanée. La gestion des coûts est aussi un paramètre important dans la résolution des problèmes environnementaux.

Une directive générale sur le développement de combinaisons de politiques, qui permettrait d'éviter cette « panoplie », demande de s'assurer que chaque instrument n'est utilisé que pour atteindre un seul objectif (Young et McColl, 2005). Toutefois, il est difficile d'identifier avec précision les divers objectifs à rencontrer pour qu'un programme comme l'ECQE fonctionne. Sans une telle précision, cette approche peut tout de même servir de guide pour éviter le recoupement des efforts et élaborer des politiques et des programmes; il faut simplement comprendre qu'il s'agit d'un processus d'apprentissage.

Dans un contexte de pollution de l'eau par l'agriculture, Gunningham et Sinclair (2004b) sont d'avis qu'en présence d'une expérience réglementaire limitée, il peut être préférable d'adopter une approche progressive qui débuterait par l'éducation et la formation, suivies par des mesures plus interventionnistes (comme les IRMM) puis, au besoin, par une réglementation plus directive. Les décisions visant à ajouter des mesures supplémentaires devraient être basées sur une évaluation adéquate des causes d'échec des mesures précédentes; elles dépendent donc de l'établissement des objectifs, de la vérification et de la surveillance. Cette situation demande clairement une gestion adaptative ou un effort conscient de voir le développement de politiques comme une sorte d'expérience au cours de laquelle on s'efforce de documenter les activités de mise en œuvre et les leçons tirées permettent un rajustement, au besoin.

Ces efforts doivent être fournis en collaboration avec la communauté réglementée, à tout le moins. L'expérience nous a entre autres appris que les groupes réglementés tenteront de prévoir les changements aux politiques gouvernementales et appuieront une plus grande certitude dans l'orientation politique (OCDE, 2005a; Pêches et Océans Canada, 2004). Si les parties intéressées ne comprennent pas bien l'orientation, les méthodes et les motifs des organismes de réglementation, elles préféreront peut-être attendre de voir les résultats que d'embrasser le changement. De plus, des approches plus inclusives peuvent conduire à des choix plus équitables.

Une récente expérience touchant la conception de combinaisons de politiques a démontré qu'il est avantageux de faire participer les intervenants dans la conception d'une approche pour contrôler la pollution par l'exploitation porcine au Portugal (Santos et autres, 2006). Partant du précepte « un objectif, un instrument », les intervenants et les organismes de réglementation ont élaboré, ensemble, une approche basée sur l'utilisation des grandes classes d'instruments en adoptant des règlements d'injonction et de contrôle de l'exécution, des IRMM et une mesure volontaire. Par cette approche, ils ont reconnu que le comportement change de façon différente selon l'ensemble d'institutions et qu'une participation importante des intervenants et du public dans l'élaboration des politiques permet de s'assurer que les choix et le concept sont appropriés au contexte dans lequel les instruments seront mis en œuvre.

Nous avons encore beaucoup à apprendre sur les différentes combinaisons de politiques et sur les interactions entre différents instruments. Les choix faits dans le passé et la capacité administrative qui en découle conditionnent, jusqu'à un certain point, les possibilités d'avenir. Cependant, lorsque ces choix ne suffisent pas pour résoudre les problèmes et qu'il faut innover, il est nécessaire d'examiner toutes les options avec soin. L'expérience nous montre aujourd'hui que des efforts sont probablement requis sur bien des fronts et que des combinaisons de politiques peuvent souvent être nécessaires. Le défi consiste à trouver les options appropriées en des circonstances spécifiques, à déterminer un plan d'action tout aussi approprié et à le faire d'une façon équitable, efficace pour l'environnement et efficiente pour l'économie.

Les décideurs qui songent à adopter l'ECQE doivent examiner avec soin le contexte politique actuel. Nous avons étudié dans ce document certains éléments de base nécessaires à la mise en œuvre de cet instrument. Bien que l'ECQE soit généralement compatible avec les contextes réglementaires actuels, nous n'avons pas vu comment cet outil compléterait les choix de politiques faits au Canada; il faudrait analyser l'efficacité de ces choix. Nous nous sommes déjà penchés sur certains principes et paramètres qui devraient guider cette analyse. Une question demeure : serait-il nécessaire de renforcer la réglementation pour que l'ECQE fonctionne mieux? Nous pourrions répondre, comme Gunningham et Sinclair (2004a, b), qu'il faut d'abord savoir à quel point la participation volontaire et les programmes actuels donnent des résultats (un projet à la fois) et en l'absence de résultats, s'assurer de connaître les raisons de leur échec.

10. Conclusion

L'échange de crédits de qualité de l'eau pourrait être utile dans la boîte à outils des décideurs canadiens pour résoudre le problème de la pollution de l'eau causée par des sources agricoles. Il pourrait prendre la forme du modèle élaboré aux États-Unis, en Australie et en Ontario ou se baser sur l'expérience néerlandaise appliquée au niveau des bassins hydrographiques. La plupart des structures réglementaires et politiques actuelles au Canada visant à résoudre les problèmes de qualité de l'eau et de pollution par des sources agricoles permettraient la mise en œuvre de cet instrument. De plus, l'élément volontaire de la plupart des programmes d'échange qui touchent les sources agricoles diffuses serait un complément approprié aux approches actuelles au Canada.

Il est possible de rendre l'administration des programmes d'ECQE compatible avec les approches de gestion basées sur un bassin hydrographique, que la plupart des provinces canadiennes sont en train d'implanter. Cependant, pour assurer l'efficacité de cet instrument, de nombreuses conditions doivent être respectées en termes de coûts et d'atteinte des objectifs environnementaux fixés. L'expérience nous montre que la mise en œuvre de l'instrument n'a pas eu un grand succès, du moins en considérant le nombre d'échanges réalisés; il est toutefois permis de croire qu'il ne s'agit pas là de la seule mesure de sa réussite. Il va de soi que pour être efficace, tout instrument doit être conçu avec soin. De plus, les interactions entre instruments doivent être étudiées en profondeur.

Il faut tout d'abord bien comprendre la forme spécifique de pollution que l'on désire réduire au sein du bassin hydrographique visé. Un système d'échange de crédits de qualité de l'eau, comme tout programme d'échange, requiert souvent plus d'information que d'autres instruments, surtout quand les voies d'accès de la pollution sont complexes et peuvent grandement varier dans l'espace et dans le temps. Cette information permet de comprendre comment les différentes sources du polluant ciblé affectent le bassin hydrographique, de déterminer la cible de pollution adéquate et de surveiller et d'évaluer les résultats obtenus pour assurer une bonne conformité. Fondamentalement, il faut avoir accès à un système adéquat de surveillance.

Par conséquent, les bassins hydrographiques canadiens dont le problème de pollution de sources agricoles est déjà documenté et pour lesquels d'autres approches ont connu un succès limité, pourvu qu'ils satisfassent les exigences en matière d'information, feraient de bons candidats pour le système d'échange. Le phosphore, l'azote et les sédiments seraient les polluants-cibles les plus appropriés d'un système d'ECQE. Nous pourrions également considérer les pesticides dans un système d'échange axé sur les intrants, même si nos connaissances sont limitées sur l'effet des pesticides dans les bassins hydrographiques. Que ce soit clair : nous n'obtiendrons jamais d'information parfaite sur la pollution et l'incertitude ne doit pas être considérée comme un obstacle insurmontable. Certains outils, comme les ratios d'échange, peuvent atténuer quelques-uns des risques associés à l'information incertaine et nous assurent que le changement environnemental est réalisable à un coût relativement bas.

La création d'un marché, quel qu'il soit, implique de nombreux défis. C'est particulièrement vrai pour les marchés fondés sur une base de référence et sur des crédits, ou systèmes de compensation environnementale, que l'ECQE utilise habituellement. En supposant qu'il existe d'importantes différences dans les coûts de réduction de la pollution que doivent assumer les divers participants, la conception du marché et le programme élaboré pour l'administrer doivent permettre de réellement réduire les coûts. En général, plus les participants sont nombreux, moins l'échange est coûteux. Cependant, l'amélioration de l'environnement à un coût relativement bas est également possible si peu de participants réalisent des échanges ponctuels; ces options ne devraient pas être rejetées a priori.

L'établissement et l'application d'un marché de pollution entraînent fondamentalement trois types de coûts : les coûts d'opération, les coûts de mise en œuvre et les coûts d'administration. Les coûts d'opération (c.-à-d. les coûts associés à l'établissement et à l'achèvement des échanges) seront moindres si des systèmes d'information ont été mis en place et si les exigences administratives sont simplifiées. Les autres types de coûts peuvent être réduits, par exemple, en créant un programme d'ECQE par l'entremise des institutions locales et en l'intégrant à un programme déjà en vigueur. Il n'existe toutefois aucune règle générale, puisque ce qui fonctionne à un endroit ne fonctionnera peut-être pas ailleurs. L'utilisation de l'économie expérimentale, comme on le fait en Australie et dans certains projets pilotes américains, peut être précieuse tant pour améliorer la conception d'un marché de pollution que pour former les éventuels participants aux échanges.

Le succès de système d'échange de crédits de pollution de l'eau dépend grandement des circonstances locales, notamment des conditions sociales. De nombreux programmes d'échange ont échoué parce que les agriculteurs et d'autres acteurs (comme des municipalités) ont hésité à y participer. Bien qu'une participation limitée des agriculteurs puisse être liée en partie à de faibles exigences environnementales, l'expérience néerlandaise indique que sans le ralliement des agriculteurs, même de puissants règlements auront probablement peu d'impact. Une attention particulière doit être assurée pour expliquer l'objet de tout programme, plus particulièrement des nouvelles approches, comme l'ECQE. La participation des intervenants-clés et des groupes d'intérêts publics de la localité peut augmenter le niveau de confiance et réduire le niveau de résistance. Il est toutefois nécessaire d'effectuer d'autres recherches pour mieux évaluer l'efficacité des différentes approches.

Enfin, les programmes d'ECQE n'apparaissent jamais en vase clos. D'autres programmes visant les activités agricoles auront une incidence sur l'efficacité possible des systèmes d'échange. Il est donc nécessaire d'évaluer les possibles interactions positives et négatives du programme d'échange avec d'autres programmes. Cette évaluation est particulièrement importante à un autre niveau. L'expérience indique qu'on n'obtiendra probablement aucun changement environnemental en n'appliquant qu'un seul instrument. Plus précisément, l'éducation et la formation, d'autres approches volontaires, des IRMM et des règlements entrent habituellement dans cette équation. L'utilisation efficace de chaque élément nécessite toutefois une approche consciencieuse afin que les faiblesses d'un instrument soient compensées par les forces d'un autre. Pour ce faire, il faut s'engager à évaluer constamment la situation et à adapter sa gestion.

Le gouvernement fédéral a-t-il un rôle à jouer dans les systèmes d'échange de crédits de qualité de l'eau?

La gestion de l'eau douce est, en majeure partie, de compétence provinciale. Cependant, divers ministères du gouvernement fédéral y jouent des rôles importants, notamment en ce qui concerne la qualité des eaux limitrophes que se partagent certaines provinces entre elles ou avec les États-Unis.

Étant donné les responsabilités du gouvernement du Canada face à l'eau, sa participation serait probablement plus indirecte et varierait selon la situation et l'endroit. Il pourrait entre autres contribuer au renforcement des connaissances, notamment pour aider à comprendre l'effet des sources agricoles (ou autres) de pollution sur les bassins hydrographiques et l'effet de pratiques choisies sur l'environnement. De tels efforts ont déjà été entrepris par Agriculture et Agroalimentaire Canada et Environnement Canada, mais ils pourraient s'étendre à des bassins hydrographiques spécifiques, au besoin. L'augmentation des capacités au niveau des bassins hydrographiques serait un autre moyen

Collaboration au profit du fleuve Fraser

Le Conseil du bassin du Fraser, créé en 1997, est le résultat d'une collaboration entre les gouvernements fédéral, provinciaux et locaux ayant vu le jour au début des années 1990. L'objectif était alors de s'attaquer aux graves problèmes de pollution et de pêche excessive dans ce grand bassin hydrographique de la Colombie-Britannique. Le Conseil est une société non gouvernementale sans but lucratif dont le mandat consiste à faire valoir la durabilité économique, environnementale et sociale du bassin du Fraser. Assurant une présence dans les cinq sous-régions couvertes par ce grand bassin, le Conseil est un important leader qui facilite le dialogue, aide à résoudre les différends, informe le public sur la durabilité et motive les gens à faire le nécessaire.

Le Conseil est régi par un conseil d'administration composé de 36 membres qui représentent les gouvernements, les Premières nations et les secteurs privés et sans but lucratif.

Le bassin du Fraser a accueilli bien des peuples autochtones et accueille aujourd'hui une population de près de trois millions d'habitants. Il représente environ 80 p. 100 de l'économie de la Colombie-Britannique. Il englobe d'importants sites de reproduction du saumon et de la sauvagine, 21 millions d'hectares de forêt, la moitié des terres agricoles de la Colombie-Britannique et plusieurs grandes mines productives. Il offre également d'importantes opportunités touristiques et récréatives.

Pour en savoir davantage, rendez-vous à <http://www.fraserbasin.bc.ca/>.

indirect d'aborder la question; on pourrait imiter les programmes de Pêches et Océans Canada sbassins hydrographiques qui participent à la protection de l'habitat.

Le développement des connaissances doit aussi être soutenu dans des domaines autres que les sciences naturelles doivent également acquérir plus de connaissances. Il faut mieux comprendre les conditions qui poussent les agriculteurs, entre autres participants, à adopter davantage de pratiques qui sont plus bénéfiques pour l'environnement. De façon plus générale, il faut mieux comprendre les partenariats pouvant être établis entre les gouvernements et d'autres acteurs pour administrer les programmes comme l'ECQE. Par « partenariat », nous entendons un partage officiel des responsabilités et de l'imputabilité.

Comme la gestion de l'eau s'effectue de plus en plus au niveau des bassins hydrographiques, le plus grand défi du gouvernement canadien est peut-être de s'assurer de jouer son rôle lorsqu'il est nécessaire afin de contribuer à la gestion basée sur les bassins hydrographiques, laquelle a également des répercussions sur la mise en œuvre des instruments comme l'ECQE. Nous avons maintenant de très bons exemples de participation interministérielle fédérale dans les bassins hydrographiques, comme le bassin du Fraser ou des Grands Lacs, où la coopération avec les provinces et autres intervenants est exemplaire. Les leçons tirées de ces exemples pourraient-elles mener à une approche générale permettant au gouvernement du Canada d'appuyer les initiatives provinciales de gestion des bassins hydrographiques?

Notre recherche sur l'ECQE fait ressortir des leçons de portée générale qui ne se limitent pas à cet instrument politique. La coopération juridictionnelle et la participation constructive des intervenants au niveau des bassins hydrographiques pour aborder les questions liées à la qualité de l'eau, de même que la bonne intégration des instruments politiques sont des conditions préalables à l'application de tout instrument.

Collaboration au profit des Grands Lacs

L'Accord Canada-Ontario concernant l'écosystème du bassin des Grands Lacs (ACO) fournit une infrastructure de coordination et de coopération ayant pour but de restaurer, de protéger et de conserver l'écosystème du bassin des Grands Lacs. Cet accord permet également au Canada de faire face à ses engagements en vertu de l'Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs, conclu avec les États-Unis.

Les ministères suivants ont signé l'ACO : Agriculture et Agroalimentaire Canada, Environnement Canada, Pêches et Océans Canada, Santé Canada, Héritage Canada, Ressources naturelles Canada, Travaux publics et services gouvernementaux Canada, Transport Canada, de même que les ministères ontariens de l'Agriculture, de l'Alimentation et des Affaires rurales, de l'Environnement et des Ressources naturelles.

L'Accord relatif à la qualité de l'eau des Grands Lacs a été signé en 1972 afin de restaurer et de maintenir l'intégrité chimique, physique et biologique de l'écosystème du bassin des Grands Lacs.

La magnitude du réseau fluvial des Grands Lacs est difficile à évaluer, même pour ceux qui habitent ce bassin. Les lacs contiennent environ 23 000 km^3 d'eau et couvrent une superficie totale de 244 000 km^2. Les Grands Lacs forment le plus grand réseau hydrographique d'eau douce de surface de la planète et contient plus ou moins 18 % de l'approvisionnement mondial en eau. Seules les calottes polaires renferment plus d'eau douce.

Malgré leur imposante superficie, les Grands Lacs sont sensibles aux effets d'un grand nombre de polluants. Ils sont pollués par l'écoulement des sols et des produits chimiques provenant des terres agricoles, les déchets urbains, les déversements industriels et les solutions de lessivage des sites d'enfouissement. Leur grande superficie les rend également vulnérables aux polluants atmosphériques qui y tombent directement avec la pluie ou la neige ou qui forment de la poussière à la surface de l'eau.

Pour en savoir davantage, reportez-vous aux sites web suivants :
<http://www.on.ec.gc.ca/greatlakes/default.asp?lang=Fr&n=D11109CB-1>
<http://www.on.ec.gc.ca/greatlakes/default.asp?lang=Fr&n=FD65DFE5-1>
<www.epa.gov/glnpo/atlas/index.html> (anglais seulement)

NOTES

1 Notons que si Faeth (2000) est généralement de cet avis, il souligne que ces approches ont eu des incidences positives sur la réduction de l'érosion des sols aux États-Unis.

2 Section empruntée à Hubeek, 2005.

3 Gras ajouté pour mise en relief.

4 Daniel O'Sullivan, Queensland Environmental Protection Agency, communication personnelle, le 23 février 2006.

5 L'acronyme PERT signifie *Pilot Emissions Reduction Trading*, soit « projet pilote d'échange de droits d'émission ». Il a été le premier projet d'échange d'émissions en importance au Canada. Lancé en 1996, PERT est un projet d'échange de crédits industriels visant la réduction des émissions en Ontario. D'abord axé sur les émissions de NOx et de composés organiques volatils dans le sud de l'Ontario, il a inclus le CO, le SO_2 et le CO_2 en 1997.

6 Les offices ontariens de protection de la nature sont des organismes basés sur le bassin hydrographique qu'une loi a créés dans les années 1940. Ces organismes autonomes ont été créés pour promouvoir la protection et l'exploitation judicieuse des ressources en eau, soit (en des termes plus modernes) la gestion intégrée des ressources en eau. Bien que plusieurs provinces aient récemment entrepris le développement d'organismes basés sur un bassin hydrographique, l'expérience ontarienne est unique en raison de sa longévité.

7 Ce chapitre est en grande partie un résumé du rapport d'Anne Morin (2005) sur l'atelier tenu en mai 2005.

8 Un système d'échange de droits d'utilisation de pesticides pourrait être envisagé à l'échelle nationale ou provinciale. Ce système ressemblerait au système d'échange de quotas de fumier implanté aux Pays-Bas (Hubeek, 2005).

9 Nos consultants ne s'entendent pas sur l'interprétation de la législation d'une des provinces.

10 Pour savoir ce qu'on dit sur la conception d'un programme d'échange en Ontario, en Australie et aux États-Unis, voir Hahn et Hester (1989), Draper et collègues (1997a,b), Kerr et collègues (2000), *Conservation Authorities of Ontario* (2003), Fang et Easter (2003), Kramer (2003), Fortin (2005) et *BDA Group* (2005).

11 Ceci s'applique également aux programmes comme celui de la Nation Sud de l'Ontario dans lesquels, bien que l'échange s'effectue par le biais d'un programme à frais partagés, un comité de plusieurs parties intéressées est formé pour gérer le programme, dont l'élément d'échange.

12 Horan et autres (2004). Voir aussi Johnstone (2003, p. 11) sur l'utilisation d'un système de permis négociables en parallèle avec des subventions.

BIBLIOGRAPHIE

Remarque : à moins d'avis contraire, toutes les adresses URL ont été confirmées le 7 mars 2006.

Agence européenne pour l'environnement. *Using the Market for Cost-Effective Environmental Policy. Market-Based Instruments in Europe*, rapport n° 1/2006 de l'AEE.

Association canadienne du droit de l'environnement. *Nutrient Management FAQs*, questions et réponses à jour en janvier 2004. <http://www.cela.ca/faq/cltn_detail.shtml?x=1499#1567>. Dernier accès : 10 février 2006.

BDA Group, Economics and Environment. *Scoping Study on a Nutrient Trading Program to Improve Water Quality in Moreton Bay*, rapport final de l'*Environmental Protection Agency*, gouvernement du Queensland, octobre 2005.

Birt, M., et E.A. Wilman. *Water Quality Trading in Ontario's South Nation River Watershed: Successfully Reducing Non-Point Source Pollution (But More is Possible)*, document présenté dans le cadre du 57e congrès annuel de l'Association canadienne des ressources hydriques, intitulé *Eau et changements climatiques : Comprendre pour mieux s'adapter* et tenu à Montréal du 16 au 18 juin 2004.

Breetz, H.L., K. Fisher-Vanden, H. Jacobs et C. Schary. « Trust and Communication: Mechanisms for Increasing Farmers' Participation in Water Quality Trading », *Land Economics*, 2005.

Breetz, H.L., K. Fisher-Vanden, L. Garzon, H. Jacobs, K. Kroetz et R. Terry. « Water Quality Trading and Offset Initiatives in the U.S.: A Comprehensive Survey », Dartmouth College, Hanover, New Hampshire, 2004. <www.dep.state.fl.us/water/watersheds/docs/ptpac/DartmouthCompTradingSurvey.pdf>.

Bressers, H., et L.R. O'Toole. *Instrument Selection and Implementation in a Networked Context*, pp. 132-153, Chapter 6 in *Designing Government, from Instruments to Governance*, ed. P. Eliadis, M. Hill et M. Howlett. Montréal et Kingston, London, Ithaca: McGill-Queen's University Press, 2005.

Chambers, P.A., M. Guy, E.S. Roberts, M.N. Charlton, R. Kent, C. Gagnon, G. Grove et N. Foster, *Les éléments nutritifs et leurs effets sur l'environnement au Canada*. Agriculture et Agroalimentaire Canada, Environnement Canada, Pêches et Océans Canada, Santé Canada et Ressources naturelles Canada, 241 pages, 2001.

Claassen, R., L. Hansen, M. Peters, V. Breneman, M. Weinberg, A. Cattanneo, P. Feather, D. Gadsby, D. Hellerstein, J. Hopkins, P. Johnston, M. Morehart et M. Smith. *Agri-Environmental Policy at the Crossroads: Guideposts on a Changing Landscape*, rapport n° 794 de l'*Economic Research Service*, ministère de l'agriculture des États-Unis, 2001.

Collins, D., BDA Group, Economics and Environment. « Australian Experiences with Water Quality Trading », présenté à l'Atelier de travail sur les systèmes d'échange de crédits de qualité de l'eau (PRP), tenu les 19-20 septembre 2005 à Cantley (Québec). <http://policyresearch.gc.ca/doclib/Water0905_DrewCollins_E.pdf>.

Collins, D., *BDA Group, Economics and Environment. Load-Based Licensing in Australia*, présentation à Environnement Canada, 2005b.

Conservation Authorities of Ontario. *Watershed Economic Incentives through Phosphorous Trading and Water Quality*, 2003.

Conservation de la Nation Sud /Comité de l'assinissement de l'eau. *South Nation Conservation Clean Water Program. 2003 Annual Report*, août 2004. <http://www.nation.on.ca/English/PDF%20Files/2003%20CWP%20annual%20report.19Sept04.final.pdf>.

Coote, D.R., et L.J. Gregorich. *La santé de l'eau : vers une agriculture durable au Canada*, Direction de la planification et de la coordination de la recherche, Direction générale de la recherche, Agriculture et Agroalimentaire Canada, Ottawa, 2000.

D.W. Draper and Associates Ltd., BOS Engineering and Environmental Services et M. Fortin, économiste-conseil. *Kawarthas Phosphorous Trading Pilot Study – Chemong Lake Watershed. Feasibility of Phosphorous Trading at a Local Level*, rapport final, 1997a.

D.W. Draper and Associates Ltd., M. Fortin, économiste-conseil, BOS Engineering and Environmental Services, I.W. Heathcote, université de Guelph, Hall and Associates. *Bay of Quinte RAP Phosphorous Trading Program Evaluation and Design. Final Report*, préparé pour le ministère de l'Environnement et de l'Énergie de l'Ontario, Environnement Canada, *Lower Trent Region Conservation Authority, Trent-Severn Waterway* et *Bay of Quinte RAP Implementation Advisory Committee*, 1997b.

Daly, H. A., et Cobb, J. B., Jr. *For the Common Good. Redirecting the Economy Toward Community, the Environmental and a Sustainable Future*, 2e édition revue et mise à jour, Beacon Press, Boston, pp. 53-54, 1994.

De Barros, C., ministère ontarien de l'Environnement. « Total Phosphorous Management. Innovative Approach to Water Quality Management », présenté à l'Atelier de travail sur les systèmes d'échange de crédits de qualité de l'eau (PRP), tenu les 19-20 septembre 2005 à Cantley (Québec). <http://policyresearch.gc.ca/doclib/Water0905_ConradDeBarros_E.pdf>.

Eliadis, P., M. Hill, et M. Howlett. *Designing Government. From Instruments to Governance*. Montréal et Kingston, London, Ithaca, *McGill-Queen's University Press*, 2005.

Ellerman, A.D. « The US SO2 Cap-and-Trade Programm », chapitre 3 de *Tradeable Permits. Policy Evaluation, Design and Reform*. OCDE, Paris, 2004.

Ellerman, A.D. « Tradable Permits – A Market-Based Allocation System for the Environment », *CESifo Forum*, pp. 3-7, janvier 2003.

Environmental Protection Agency (EPA, États-Unis). Water Quality Trading Assessment Handbook. Can Water Quality Trading Advance Your Watershed's Goals?, Washington, 2004.

Environnement Canada. *Menaces pour les sources d'eau potable et les écosystèmes aquatiques au Canada*, Institut national de recherche sur les eaux, Burlington (Ontario), rapport n° 1 de la Série de rapports d'évaluation scientifique de l'INRE, 87 pages, 2001.

Faeth, P. *Fertile Ground. Nutrient Trading's Potential to Cost-Effectively Improve Water Quality, World Resources Institute*, Washington (DC), 2000.

Fang, F., and W. Easter. *Pollution Trading to Offset New Pollutant Loadings – A Case Study in the Minnesota River Basin*, préparé pour l'assemblée annuelle de l'*American Agricultural Economics Association* tenue les 27-30 juillet 2003 à Montréal.

Feitelson, E., et G. Lindsey. « Local Use of Economic Instruments in the Chesapeake Bay Critical Area Programme », *Journal of Environmental Planning and Management*, vol. 44, n° 2, pp. 187-206, 2001.

Fortin, M. « Phosphorous Trading. A Summary of Two Trading Program Design Issues », présenté à l'Atelier de travail sur les systèmes d'échange de crédits de qualité de l'eau (PRP), tenu les 19-20 septembre 2005 à Cantley (Québec) <http://policyresearch.gc.ca/doclib/Water0905_MikeFortin_E.pdf>.

Gunningham, N., P. Grabosky et D. Sinclair. *Smart Regulation, Designing Environmental Policy*, Oxford, Clarendon Press, 1998.

Gunningham, N., et D. Sinclair. « Non-Point Pollution, Voluntarism and Policy Failure: Lessons for the Swan-Canning », extrait de l'*Environmental and Planning Law Journal*, vol. 21, n° 2, pp. 93-104, 2004a.

Gunningham, N., et D. Sinclair. « Curbing Non-Point Pollution: Lessons for the Swan-Canning », extrait de l'*Environmental and Planning Law* Journal, n° 21, pp. 181-199, 2004b.

Gunningham, N., et D. Sinclair. « Policy Instrument Choice and Diffuse Source Pollution », extrait du *Journal of Environmental Law*, vol. 17, n° 1, pp. 51-81, 2005.

Hahn, R.W., et G.L. Hester. « Marketable Permits: Lessons for Theory and Practice », extrait de l'*Ecology Law Quarterly*, n° 16, pp. 361-406, 1989.

Hall, L. « The History and Status of Wetland Mitigation Banking and Water Quality Trading. Part II: the History and Status of Water Quality Trading », extrait de *Forum Report*. July 11-12, 2005, National Forum on Synergies Between Water Quality Trading and Wetland Mitigation Banking, Environmental Law Institute, pp. 8-11, 2005.

Harker, D.B., Chambers, P.A., Crowe, A.S., Fairchild, G.L. et E. Kienholz. « Understanding Water Quality », chapitre 4 du document *La santé de l'eau : vers une agriculture durable au Canada* de Coote, D.R. (voir ci-dessus).

Harrington, W., et R. Morgenstern. « Economic Incentives versus Command and Control. What's the Best Approach for Solving Environmental Problems », dans *Resources* (automne/hiver), pp. 13-17, 2004.

Harrington, W., R. Morgenstern, T. Sterner et J.C. Davies. « Lessons from the Case Studies », dans *Choosing Environmental Policy. Comparing Instruments and Outcomes in the United States and Europe*, éditions W. Harrington, R. Morgenstern, and T. Sterner, Washington, *Resources for the Future*, pp. 240-270, 2004.

Hatton Macdonald, D., J. Connor et M. Morrison. *Market-Based Instruments for Managing Water Quality in New Zealand*, rapport final pour le ministère de l'Environnement de la Nouvelle-Zélande, Policy and Economic Research Unit, CSIRO Land and Water, 2004.

Haugen-Kozyra, Karen, *Alberta Agriculture, Food and Rural Development*. Commentaires émis pendant l'Atelier de travail sur les systèmes d'échange de crédits de qualité de l'eau (PRP), tenu les 19-20 septembre 2005 à Cantley (Québec).

Heimlich, R., et R. Claassen. *Agricultural Conservation Policy at a Crossroads*, extrait du chapitre 2 de *The Economics of Agri-Environmental Policy, Volume I*, éditions Sandra S. Batie and Richard D. Horan, Ashgate, pp. 17-29, 1998.

Horan, R., J. Shortle et D. Abler. « The Coordination and Design of Point-Nonpoint Trading Programs and Agri-Environmental Policies », dans *Agricultural and Resource Economics Review*, vol. 33, n° 4 (avril), pp. 61-78, 2004.

Hubeek, F. « Market Regulation and Environmental Policies: The Dutch Manure Production Quota System », préparé pour l'Atelier de travail sur les systèmes d'échange de crédits de qualité de l'eau, 2006.

Johnstone, N. « Tradable Permits and Other Environmental Policy Instruments – Killing One Bird with Two Stones », dans *CESifo Forum*, n° 1, pp. 8-14, 2003.

Kerr, R.L., S.J. Anderson et J. Jaksch. *Crosscutting Analysis of Trading Programs. Case Sudies in Air, Water and Wetland Mitigation Trading Systems, Learning from Innovations in Environmental Protection*, rapport de recherche n° 6 préparé pour la National Academy of Public Administration, Washington (DC), 2000.

Kieser and Associates. *Preliminary Economic Analysis of Water Quality Trading Opportunities in the Great Miami River Watershed, Ohio*, rapport préparé pour le *Miami Conservancy District*, 23 juillet 2004.

Kieser, M. S., et A. Feng Fang. *Economic and Environmental Benefits of Water Quality Trading – An Overview of U.S. Trading Programs*, The Environmental Trading Network, Kieser and Associates, 2004 (courriel : mkieser@kieser-associates.com).

Kieser, M.S. « Water Quality Trading in the U.S. An Overview », présenté à l'Atelier de travail sur les systèmes d'échange de crédits de qualité de l'eau (PRP), tenu les 19-20 septembre 2005 à Cantley (Québec). <http://policyresearch.gc.ca/doclib/Water0905_MarkKieser_E.pdf>.

King, D.M. « Crunch Time for Water Quality Trading », extrait de *Choices, the Magazine of Food, Farm and Resource Issues*, vol. 20, n° 1, 2005a.

King, D.M. « The Challenges of Point/Nonpoint Source Trading », dans *Forum Report*. Juillet 11-12, 2005, National Forum on Synergies Between Water Quality Trading and Wetland Mitigation Banking, Environmental Law Institute, pp. 12-15, 2005b.

King, D.M., et P.J. Kuch. « Will Nutrient Credit Trading Ever Work? An Assessment of Supply and Demand Problems and Institutional Obstacles », dans *Environmental Law Reporter, News and Analysis*, Environmental Law Institute, Washington (D.C.), pp. 10352-10368, 2003.

Kraemer, A.R., et K.M. Banholzer. *Tradeable Permits in Water Resource Management and Water Pollution Control, Ecologic* – Centre for International and European Environmental Research, Berlin, 2003.

Kraemer, J.M., Resource Strategies Inc. *Lessons from the Trading Pilots: Applications for Wisconsin Water Quality Trading Policy*, préparé pour la Fox-Wolf Watershed Alliance, 2003.

Latacz-Lohman, U., et I. Hodge. « European Agri-Environmental Policy for the 21st Century », dans *The Australian Journal of Agricultural and Resource Economics*, vol. 47, n° 1, pp. 123-139, 2003.

Majone, G. « Choosing Among Policy Instruments: The Case of Pollution Control », chapitre 6 du document *Evidence, Argument and Persuasion in the Policy Process*, New Haven et London, Yale University Press, pp. 116-144, 1989.

Marbek Resource Consultant en collaboration avec S. Renzetti. « Analyse des instruments économiques pour la conservation de l'eau – Rapport final », soumis au Conseil canadien des ministres de l'environnement, Groupe de travail sur la conservation de l'eau et l'économie (<http://www.ccme.ca/assets/pdf/ei_marbek_final_rpt_f.pdf>), 2005.

Mcrae, T., C.A.S. Smith et L.J. Gregorich. *L'agriculture écologiquement durable au Canada : rapport sur le Projet des indicateurs agroenvironnementaux*, Agriculture et Agroalimentaire Canada, Ottawa (Ontario), 2000.

Montero, J.-P. « Tradable Permits with Imperfect Monitoring », dans *CESifo Forum*, n° 1, pp. 23-27, 2003.

Montpetit, É. *Misplaced Distrust: Policy Networks in France, the United States, and Canada*, Vancouver, Toronto, UBC Press, 2003.

Morgan, C., et A. Wolverton. *Water Quality Trading in the United States*, série de documents de travail de l'*U.S. Environmental Protection Agency, National Centre for Environmental Economics*, Washington, n° 05-07, 2005.

Morin, A. *Échange de crédits de qualité de l'eau au Canada – considérations biogéochimiques*, série de documents de travail du PRP, document n° 005, 2005.

O'Grady, D. « Landowner Involvement in Phosphorous Trading and Environmental Quality », présenté à l'Atelier de travail sur les systèmes d'échange de crédits de qualité de l'eau (PRP), tenu les 19-20 septembre 2005b à Cantley (Québec). <http://policyresearch.gc.ca/doclib/Water0905_DennisOGrady_E.pdf>.

O'Grady, D. « Lessons Learned from Point-Nonpoint Source Trading. Case Study: Phosphorous Trading and Water Quality – The Total Phosphorous Management Program, dans *Forum Report. Juillet 11-12, 2005, National Forum on Synergies Between Water Quality Trading and Wetland Mitigation Banking*, Environmental Law Institute, pp. 22-28, 2005a.

O'Grady, D., et M.A. Wilson. *Phosphorous Trading in the South Nation River Watershed, Ontario, Canada*, publié par la Conservation de la Nation Sud, 1999.

Oates, W.E., P.R. Portney et A.M. McGartland. « The Net Benefits of Incentive-Based Regulation: A Case Study of Environmental Standard Setting », dans *American Economic Review*, n° 79, pp. 1233-1242, 1989.

Organisation de coopération et de développement économiques (OCDE). *Mesures agro-environnementales : tour d'horizon des évolutions*, Paris, 2003.

Organisation de coopération et de développement économiques (OCDE). *Agriculture et environnement : enseignements tirés de dix ans de travaux de l'OCDE*, Paris, 2004.

Organisation de coopération et de développement économiques (OCDE). *Manure Policy and MINAS: Regulating Nitrogen and Phosphorous Surpluses in Agriculture in the Netherlands*, Direction de l'Environnement de l'OCDE, Centre de politique et d'administration fiscales, 2005a.

Organisation de coopération et de développement économiques (OCDE). *Instrument Mixes to Address Non-Point Sources of Water Pollution. Further Analysis and Additional Case Studies*, Direction de l'Environnement, Direction de l'Alimentation, de l'agriculture et des pêcheries, membre commun de l'Agriculture et de l'Environnement, COM/ENV/AGR/CA(2004)90/REV1, 2005b.

Organisation de coopération et de développement économiques (OCDE). *Instrument Mixes Used for Environmental Policy. Preliminary Cross-Cutting Findings and Some Issues for Discussion*, Direction de l'Environnement, Comité des politiques d'environnement, Groupe de travail sur les politiques d'environnement nationales, ENV/EPOC/WPNEP/RD (2005)1, 2005c.

Organisation de coopération et de développement économiques (OCDE). *Permis transférables nationaux et politiques environnementales – Conception et application*, Paris, 2001.

Pêches et Océans Canada. *Cadre stratégique de gestion des pêches sur la côte Atlantique du Canada*, 2004.

Projet de recherche sur les politiques (PRP), Canada. *Politique publique fondée sur des preuves : nouveaux outils inspirés de l'économie expérimentale*, 24-25 octobre 2005, Château Cartier, Aylmer (Québec) <http://policyresearch.gc.ca/page.asp?pagenm=PublicPolicy10-24-2005>.

Projet de recherche sur les politiques. *Les instruments économiques pour la gestion de la demande d'eau dans un cadre de gestion intégrée des ressources en eau – Rapport de synthèse*, 2005.

Ribaudo, M., et R. Horan. « The Role of Education in Nonpoint Source Pollution Control Policy », chapitre 43 dans *The Economics of Agri-Environmental Policy Volumes I and II*, éditions Sandra S. Batie and Richard D. Horan, Ashgate, 2004.

Ringhausen, « A. Lessons Learned from Point-Nonpoint Source Trading. Case Study: Great Rivers Land Trust », dans *Forum Report. July 11-12, 2005*, National Forum on Synergies Between Water Quality Trading and Wetland Mitigation Banking, Environmental Law Institute, pp. 22-28, 2005.

Rivers, R. (Rivers Consulting), et Ron Nielsen (Ecological Interpretations). *Emission Trading in Canada: The Pert Experience*, rapport préparé pour le Groupe de travail du Projet pilote d'échange de droits d'émission (PERT), 1999.

Rousseau, S. « Effluent Trading to Improve Water Quality: What Do We Know Today? », Faculty of Economics and Applied Economic Sciences, Centre for Economic Studies, Energy, Transport and the Environment, Katholieke Universiteit Lewuven, 2001.

Santos, R., P. Antunes, G. Baptista, P. Mateus et L. Madruga. « Stakeholder Participation in the Design of Environmental Policy Mixes », *Ecological Economics*, Articles in Press, 2006.

Sauvé, C., J. Nolet, C. Whyte et R. Sanchez, ÉcoRessources Consultants. *Water Quality to Address Water Pollution from Agricultural Activities: Assessing the Adequacy of the Canadian Legislative and Policy Context*, rapport final, 2006.

Schary, C. « Water Quality Trading: Program Design to Ensure Environmental Effectiveness at Least Cost », présenté à l'Atelier de travail sur les systèmes d'échange de crédits de qualité de l'eau (PRP), tenu les 19-20 septembre 2005 à Cantley (Québec) <http://policyresearch.gc.ca/doclib/Water0905_ClaireSchary_E.pdf>.

Schary, C., et K. Fisher-Vanden. « A New Approach to Water Quality Trading: Applying Lessons from the Acid Rain Program in the Lower Boise River Watershed », *Environmental Practice*, vol. 6, nº 4, pp. 281-295, décembre 2004.

Schary, C., US Environmental Protection Agency. Communiqué personnel, 28 septembre 2005.

Schneider, F., et A.F. Wagner. « Tradable Permits – Ten Key Design Issues », *CESifo Forum*, nº 1, pp. 15-22, 2003.

Shabman, L., et W.S. Stephenson. « Trading Programs for Environmental Management: Reflections on the Air and Water Experiences », dans *Environmental Practice*, vol. 4, nº 3, pp. 153-162, 2002.

Shortle, J., et R. Horan. « The Economics of Nonpoint Pollution Control », dans *Journal of Economic Surveys*, vol. 15, nº 3, 2001.

Stavins, R. N. « Transaction Costs and Tradable Permits », dans *Journal of Economics and Management*, nº 29, pp. 133-148, 1995.

Stavins, R.N. « Experience with Market-Based Environmental Policy Instruments », extrait de *The Handbook of Environmental Economics*, éditions K.-G. Mäler, and J. Vincent, Amsterdam, North-Holland/Elsevier Science, 2001.

Swain, L. *Water Quality Trading to Address Water Pollution from Agricultural Activities in Canada – A Legislative Review*, 2006.

Tietenberg, T. « Introduction », dans *Emissions Trading Programs. Volume I. Implementation and Evolution*, Aldershot, Angleterre, Ashgate Publishing, pp. xi-xxviii, 2001.

Tietenberg, T., et N. Johnstone. « Ex Post Evaluation of Tradeable Permits: Methodological Issues and Literature Review », chapitre 1 de *Tradeable Permits. Policy Evaluation, Design and Reform*, Paris, OCDE, 2004.

Weersink, A. « How Can Water Quality Trading Be Designed to Ensure Environmental Effectiveness at Least Cost », présenté à l'Atelier de travail sur les systèmes d'échange de crédits de qualité de l'eau (PRP), tenu les 19-20 septembre 2005 à Cantley (Québec) <http://policyresearch.gc.ca/doclib/Water0905_AlfonsWeersink_E.pdf>.

Weersink, A., J. Livernois, J.F. Shogren et J.S. Shortle. « Economic Instruments and Environmental Policy in Agriculture », dans *Analyse de politiques*, vol. XXIV, nº 3, pp. 309-327, 1998.

Woodward, R.T., R.K. Kaiser et A.-M. B. Wicks. *The Structure and Practice of Water Quality Trading Markets*, paru dans *Journal of the American Water Resources Association*, vol. 38, nº 4, 2002.

Young, M., et J. McColl. *Defining Tradable Water Entitlements and Allocations: A Robust System*, paru dans *Canadian Water Resources Journal*, vol. 30, nº 1 (printemps), pp. 65-72, 2005.

ANNEXE A

Ordre du jour de l'atelier sur les considérations biochimiques et géochimiques dans le développement des systèmes d'échange de crédits de qualité de l'eau au Canada afin de lutter contre la pollution d'origine agricole au Canada

UN GROUPE DE RÉFLEXION COMPOSÉ D'EXPERTS ORGANISÉ PAR AGRICULTURE ET AGROALIMENTAIRE CANADA ET LE PROJET DE RECHERCHE SUR LES POLITIQUES (PRP)

HÔTEL LES SUITES
130, BESSERER, OTTAWA, ON
27 MAI 2005

ORDRE DU JOUR

Objectif

Évaluer (d'un point de vue scientifique) la faisabilité au Canada des systèmes d'échange de crédits de qualité de l'eau (ECQE) pour lutter contre la pollution d'origine agricole en identifiant :

- Les considérations biophysiques qui auront un impact sur la faisabilité des ECQE.
- Les barrières scientifiques à l'échange entre émetteurs.
- Les questions de données/lacunes nécessaires à l'application de l'ECQE au secteur agricole.
- Une liste préliminaire des conditions biophysiques et géochimiques permettant de développer un projet d'ECQE.
- D'autres questions pertinentes.

Feuille de route

8 h 30 Petit-déjeuner continental

Contexte de l'atelier

9 h Mots de bienvenue ——— Ian Campbell (PRP) / Isabelle Proulx (AAC)

- Objectif de la rencontre

9 h 10 Présentation du processus ——— Animateur

- Comment nous travaillerons ensemble
- Introductions

9 h 20 Le concept de l'ECQE ——— Bernard Cantin (PRP)

- Les grandes lignes du document de discussion

9 h 40 Discussion

- Des questions à clarifier – processus?
- Rétroaction élevée concernant le concept de l'ECQE

Considérations biophysiques

10 h **Discussion – Caractéristiques des polluants**

- À partir de la liste fournie... et d'un point de vue scientifique...
- Quels polluants sont plus susceptibles d'être échangés? Pourquoi? Pourquoi pas?
- Y a-t-il des enjeux liés à l'échange de certains polluants?

10 h 45 La discussion sur les polluants (continue)

13 h **Discussion – Caractéristiques de bassin**

- Quelles sont les caractéristiques d'un bassin qui en feraient un bon candidat pour l'ECQE?

14 h **Les échanges possibles entre émetteurs**

- Quelles sont les barrières scientifiques potentielles à l'échange entre émetteurs?
- Quelles sont les considérations biophysiques/géochimiques qui rendraient possible l'ECQE?

15 h 15 **Autres enjeux**

- Quelles sont les lacunes additionnelles en matière de donnée et/ou autres enjeux devant être réglés afin de rendre possible l'ECQE dans le secteur agricole?
- Y a-t-il des bassins qui semblent des bons candidats à première vue? Pourquoi?
- Y a-t-il d'autres enjeux qui n'ont pas été soulevés jusqu'à présent?

Vers l'avenir

15 h 45 Prochaines étapes ——— Ian Campbell (PRP)

- Quoi/qui/quand?
- Atelier de septembre
- Autres jalons du projet

15 h 55 Commentaires de clôture ——— Isabelle Proulx (AAC)

- Évaluation de la rencontre

ANNEXE B

Participants à l'atelier sur les considérations biochimiques et géochimiques dans le développement des systèmes d'échange de crédits de qualité de l'eau au Canada afin de lutter contre la pollution d'origine agricole au Canada

Participants	Titre de poste	Direction générale	Ministère/Organisation
Yves Bourassa	Gestionnaire de politiques	Économie environnementale	Environnement Canada
Philippe J. Crabbé	Professeur	Département de science économique	Université d'Ottawa
Dr. Richard Butts	Directeur des sciences	Qualité des sols, de l'eau et de l'air	Agriculture et Agroalimentaire Canada
Peter Dillon	Professeur	Department of Environmental & Resource Studies	Trent University
Bernard Cantin	Agent principal de recherche en politiques		Projet de recherche sur les politiques
Craig Drury	Biochimiste des sols	Systèmes intégrés de production culturale	Agriculture et Agroalimentaire Canada
Ian Campbell	Directeur principal de projets		Projet de recherche sur les politiques
Gordon Fairchild, Ph.D., P.Ag.		Centre de conservation des sols et de l'eau de l'Est du Canada	Université de Moncton
Rick Findlay	Directeur		Pollution Probe
Sarah Kalff	Analyste	Bureau des politiques agro-environnementales	Agriculture et Agroalimentaire Canada
Connie Gaudet	Gestionnaire intérimaire	Bureau national du suivi des effets sur l'environnement Institut national de recherche sur les eaux	Environnement Canada
Mark S. Kieser	Chercheur scientifique		Kieser & Associates
Brook Harker	Spécialiste principal des ressources en sols et en eaux		Agriculture et Agroalimentaire Canada
Brigitte Laberge		Institut national de la recherche scientifique	Université du Québec
Paul Jiapizian	Spécialiste	Bureau national des recommandations et des normes	Environnement Canada
Anne Morin	Analyste		Projet de recherche sur les politiques
Dennis O'Grady	Directeur général		Conservation de la Nation Sud
Alfons Weersink	Professeur	Agricultural Economics and Business	Guelph University
Isabelle Proulx	Analyste principale de l'environnement	Bureau des politiques agro-environnementales	Agriculture et Agroalimentaire Canada

ANNEXE C

Ordre du jour de l'atelier sur l'échange de crédits de qualité de l'eau

La Grange de la Gatineau
Cantley, Québec

19-20 septembre 2005

Cet atelier de travail, organisé et commandité par le Projet de recherche sur les politiques, Agriculture et Agroalimentaire Canada, Environnement Canada et le Réseau canadien de l'eau, est la seconde étape d'un projet évaluant la faisabilité des systèmes d'échange de crédits de qualité de l'eau ou autres systèmes d'échanges similaires pour contrôler la pollution issue des activités agricoles au Canada. Ce projet inclut un examen des enjeux biogéochimiques, réglementaires et de politique associés au développement de tels systèmes d'échange, s'intéressant plus particulièrement au rôle potentiel que pourrait jouer le gouvernement fédéral. Le projet examine aussi les enjeux liés aux choix d'instruments de politique et à leur conception, tels qu'illustrés par l'introduction d'un type précis d'instrument de marché, en l'occurrence les systèmes d'échange de crédits de qualité de l'eau.

L'objectif de cet atelier de travail est d'explorer les principaux enjeux de politique affectant la faisabilité de systèmes d'échange de crédits de qualité de l'eau, tels qu'ils se sont manifestés dans un certain nombre d'expériences et projets pilotes mis en œuvre dans différents pays, dont le Canada. Les principales questions abordées au cours de ces deux jours seront : Dans quelle mesure les politiques ainsi que les lois et règlements existants en matière de pollution de l'eau, en particulier dans le secteur agricole, appuient ou nuisent au développement de systèmes d'échanges de crédit de qualité de l'eau ou autres initiatives de nature similaire? Quels sont les principaux défis associés à la conception d'un programme d'échange afin d'assurer l'atteinte des objectifs environnementaux et ce, à moindre coût? Finalement, nous nous demanderons comment les intervenants, et lesquels, peuvent être impliqués afin de maximiser les chances de succès de tels programmes.

Chacune des quatre sessions de cet atelier sera initiée par quelques présentations d'experts inspirées d'expériences canadiennes et internationales. Chaque session prévoit aussi une courte période de questions suivie par une discussion à laquelle tous les participants sont conviés à se joindre en fonction de leur expertise.

Première journée | 19 Septembre 2005

8 h	**Départ de l'hôtel Four Points By Sheraton de Gatineau**	
8 h 30	**Petit-déjeuner continental**	
9 h	**Introduction**	
	Président	Ian L. Campbell, Agriculture et Agroalimentaire Canada
	Présentations	Paul Martin, Agriculture et agro-alimentaire Canada, *Planter le décor*
		Ian D. Campbell, Projet de recherche sur les politiques, *Présentation générale du projet*
		Bernard Cantin, Projet de recherche sur les politiques, *Présentation de l'agenda*
		Anne Morin, Projet de recherche sur les politiques, *Considérations biogéochimiques liées au développement des systèmes d'échange de crédits de qualité de l'eau. (Résultats d'un atelier tenu au printemps).*

10 h 15 **Session 1**

L'échange de crédits de qualité de l'eau à travers le monde. Au cours de cette session les éléments clés des systèmes d'échange seront présentés aux participants, à travers une revue de certaines applications en Australie, aux États-Unis et aux Pays-Bas.

Président Ian L. Campbell, Agriculture et Agroalimentaire Canada

Présentations Mark Kieser, Kieser and Associates, États-Unis
Drew Collins, BDA Group, Australie
Francisca Hubeek, Agricultural Economics Research Institute, Pays-Bas

11 h **Questions et discussion**

12 h **Déjeuner**

12 h 30 **Conférencier**

Bill Jarvis, Directeur général, Affaires économiques et réglementaires, Environnement Canada

La politique d'Environnement Canada à l'égard des instruments de marché.

13 h 30 **Session 2**

Comment les contextes politiques et réglementaires canadiens peuvent-ils appuyer où nuire au développement de systèmes d'échange de crédits de pollution?

Il y a au Canada un certain nombre de politiques et d'approches réglementaires différentes visant à contrôler la pollution de l'eau, incluant celle provenant du secteur agricole. Cette session vise à mieux comprendre comment cette diversité d'approches affecte la faisabilité de l'échange de crédits de qualité de l'eau, et examine en particulier ce que devrait ou pourrait être le rôle du gouvernement fédéral.

Président Ian D. Campbell, Project de recherche sur les politiques

Présentations Ian L. Campbell, Agriculture et Agroalimentaire Canada
Conrad De Barros, Ministère de l'environnement de l'Ontario
Jean Nolet, ÉcoRessources
Bernard Cantin, Projet de recheche sur les politiques

15 h 30 **Discussion**

Seconde journée | 20 septembre 2005

8 h **Départ de l'hôtel Four Points By Sheraton de Gatineau**

8 h 30 **Petit-déjeuner continental**

9 h **Session 3**

Comment concevoir les systèmes d'échange afin d'assurer l'atteinte des objectifs environnementaux à moindre coût?

Il y a maintenant de nombreux exemples et projets pilotes de systèmes d'échange de crédits de qualité de l'eau à travers le monde. Certains d'entre eux fonctionnent bien, alors qu'aucun échange n'a lieu dans d'autres. L'objectif de cette session est de mieux comprendre les facteurs qui limitent le succès de programmes d'échange et d'examiner de possibles solutions à des questions comme les coûts de transaction, de surveillance, d'observation ou autres.

Président Ian D. Campbell, Projet de recherche sur les politiques

Présentations Alfons Weersink, Guelph University
Mike Fortin, M. Fortin Consulting Economist
Claire Schary, United States Environmental Protection Agency

10 h **Questions**

11 h **Discussion**

12 h **Déjeuner**

12 h 30 **Conférencier au déjeuner**

Impliquer les intervenants dans le développement et la mise en œuvre de programmes de Quotas individuels transférables

Rhéal Vienneau, directeur régional, Division de la gestion des ressources, Pêches et Océans Canada

13 h 30 **Session 4**

Comment impliquer les intervenants afin d'atteindre les objectifs des programmes d'échange de crédits de qualité de l'eau?

Un aspect clé du développement ainsi que du fonctionnement des programmes d'échange de droits de pollution est l'implication des intervenants. Cette session examine les barrières principales et approches possibles à l'intégration des intervenants, en particulier les fermiers. Nous examinerons leur rôle potentiel dans la conception et la mise en œuvre de programmes d'échange de crédits de qualité de l'eau ou autres programmes similaires. Cette discussion devra tenir compte des développements récents des mécanismes de gestion de l'eau à l'échelle du bassin versant dans les provinces canadiennes.

Président Ian L. Campbell, Agriculture et Agroalimentaire Canada

Présentations Hanna Lori Breetz, MIT
Dennis O'Grady, South Nation Conservation Authority

14 h 15 **Questions et discussion**

15 h 30 **Remarques de clôture – prochaines étapes**

ANNEXE D

Participants à l'atelier sur l'échange de crédits de qualité de l'eau

Participants	Titre de poste	Direction générale	Ministère/Organisation
Murray Birt	Consultant		Climate Change Central
Denis Boutin	Agronome et économiste rural, M.Sc.	Direction des politiques en milieu terrestre, Service agricole	Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs
Hanna Lori Breetz		Department of Political Science	Massachusetts Institute of Technology
Ian Campbell	Directeur principal de projets		Projet de recherche sur les politiques
Ian L. Campbell	Gestionnaire principal	Bureau des politiques agro-environnementales	Agriculture et Agroalimentaire Canada
Bernard Cantin	Agent principal de recherche en politiques		Projet de recherche sur les politiques
Patricia Chambers	Chef de projets	Impacts des activités humaines sur les processus des écosystèmes aquatiques	Environnement Canada
Murray Clamen	Secrétaire	Section canadienne	Commission mixte internationale
Drew Collins	Associé	BDA Group	Autralie
Shawn Dalton	Research Associate	University of New Brunswick	Environment and Sustainable Development Research Centre
Conrad De Barros	Gestionnaire intérimaire, Accord Canada/États-Unis sur la qualité de l'eau des Grands Lacs	Bureau du directeur adjoint	Ministère de l'Environnement de l'Ontario
Denis Draper	Conseiller principal en politiques	Commissaire à l'environnement de l'Ontario	
Scott Duff	Analyste de politiques, gestion des ressources	Directions des politiques et des programmes environnementaux	Ministère de l'Agriculture de l'Alimentation et des Affaires rurales
Mike Fortin			M. Fortin Consulting Economist
Jessica Ginsburg			Association canadienne du droit de l'environnement
Karen Haugen-Kozyra	Environmental/Land Use Member	Policy Secretariat	Alberta Agriculture, Food and Rural Development
Lixia He	Post Doctoral Research Associate	Department of Economics	University of Calgary
Théodore Horbulyk	Associate Professor		University of Calgary
Francisca Hubeek	Agricultural Economics Research Institute	Farm Management and Policy Analysis	Wageningen University and Research Center (Netherlands)
Sarah Kalff	Analyste	Bureau des politiques agro-environnementales	Agriculture et Agroalimentaire Canada
Mark S. Kieser	Chercheur scientifique		Kieser & Associates
Luis Leigh	Directeur		Environnement Canada
Bob MacGregor	Chef	Section des analyses politiques environnementales et agricoles	Agriculture et Agroalimentaire Canada

Participants	Titre de poste	Direction générale	Ministère/Organisation
Chandra Madramootoo	Doyen	Université McGill	Faculté des sciences de l'agriculture et de l'environnement
Anjela Markova	Agente de recherche en politiques		Projet de recherche sur les politiques
Paul Martin	Directeur général	Direction des politiques de commercialisation	Agriculture et Agroalimentaire Canada
Don McCabe	Vice-président		Conseil de conservation des sols Canada
Greg McComb	Économiste	Direction de l'économie environnementale	Environnement Canada
Sarah Michaels	Professeure agrégée	School of Planning	University of Waterloo
Anne Morin	Analyste		Projet de recherche sur les politiques
Jean Nolet	Président		ÉcoRessources Consultants
Dennis O'Grady	Directeur général		Conservation de la Nation Sud
Joanne Papineau	Spécialiste, Recommandations sur la qualité de l'environnement	Stratégies durables de consommation de l'eau	Environnement Canada
Alain N. Rousseau	Professeur, Centre Eau, Terre et Environnement	Université du Québec	Institut national de la recherche scientifique
Tracy Ryan	Superviseure, Service de conservation	Grand River Conservation Authority	
Claude Sauvé	Associé senior		ÉcoRessources Consultants
Karl Schaefer	Conseiller principal en politiques scientifiques	Liaison en sciences et technologie	Environnement Canada
Claire Schary	Coordinatrice des systèmes de gestion de l'environnement	Office for Environmental Management and Information	United States Environmental Protection Agency
Nicolas Stämpfli	Professionnel associé	Centre Brace pour la gestion des ressources hydriques	Université McGill
Adrian Steenkamer	Analyste principal de politiques	Effluent des eaux usées municipales	Environnement Canada
France St-Onge	Analyste des politiques	Direction des politiques agroenvironnementales	Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation
Barry Turner	Directeur	Relations gouvernementales	Canards Illimités Canada
Ted Van der Gulik	Ingénieur principal	Gestion des ressources, Abbotsford	Ministère de l'Agriculture et des Terres de la Colombie-Britannique
Erik Veldman	Senior Project Manager Water Program		Pollution Probe
Rhéal Vienneau	Directeur régional		Pêches et Océans Canada
Michel Villeneuve	Conseiller principal en politiques	Stratégies d'utilisation durable des eaux	Environnement Canada
Marian Weber	Économiste		Alberta Research Council
Alfons Weersink	Professeur	Agricultural Economics and Business	University of Guelph
Mary-Ann Wilson	Développement de l'innovation et l'information des eaux		Agriculture et Agroalimentaire Canada
Jamie Wuite	Chef	Alberta Agriculture, Food and Rural Development	Water Management

NOTES